

50252

2011 JÜN. 14



ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK

A Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztályának folyóirata

Alapítva
1902

Szerkeszti

KORSÓS ZOLTÁN

95(1). kötet



MAGYAR BIOLÓGIAI TÁRSASÁG
Budapest

2010

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK

A Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztályának folyóirata

95(1). kötet

MAGYAR BIOLÓGIAI TÁRSASÁG
Budapest

2010

Szerkesztő – Editor

KORSÓS ZOLTÁN

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

Technikai szerkesztő – Technical Editor

KISS ISTVÁN

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

Dévai György

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

Dózsa-Farkas Klára

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

Farkas János

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

Györfly György

Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, H-6722 Szeged, Egyetem u. 2.

Hornung Erzsébet

Szent István Egyetem, Ökológiai Tanszék, H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

Mahunka Sándor

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

Majer József

Pécsi Tudományegyetem, Általános és Alkalmazott Ökológiai Tanszék, H-7601 Pécs, Ifjúság útja 6.

Ponyi Jenő

Magyar Tudományos Akadémia Balatoni Limnológiai Kutató Intézete, H-8237 Tihany, Klebelsberg Kunó u. 3.

Vásárhelyi Tamás

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

Zboray Géza

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatszervezettani Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

A kötet kéziratait lektorálták: Bakó Botond, Bakonyi Gábor, Bercsényi Miklós, Forró László, Hettyey Attila, Jenser Gábor, Korsós Zoltán, Lanszki József, Nagy Barnabás.

© Magyar Biológiai Társaság – Hungarian Biological Society, H-1088 Budapest, Bródy S. u 16. I. em. 9.

A kiadásért felel a Magyar Biológiai Társaság

Az Állattani Közlemények megrendelhető a Magyar Biológiai Társaság címen.

ISSN 0002-5658

Az Állattani Közlemények 2010(1) kötete megjelentetésének költségeit
a *Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,*
valamint
a *Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Állattudományi Alapok Intézet,*
Állattani és Állatökológiai Tanszék
fedezte.

Magyarország százlábúi (Chilopoda) II. Határozókulcs

DÁNYI LÁSZLÓ

Magyar Természettudományi Múzeum, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

E-mail: *danyi@nhmus.hu*

Összefoglaló. A két részes tanulmány sorozat második dolgozata a hazánkban eddig kimutatott, illetve Magyarországon várhatóan előforduló százlábú fajokat felölelő határozókulcs.

Kulcsszavak: Soklábúak, Myriapoda, faunisztika, taxonómia.

Bevezetés

A Magyarország területéről kimutatott, illetve várható százlábú fajok mindegyikét magában foglaló, tudományos igényű határozókulcsot legutóbb DADAY JENŐ publikált (DADAY 1889). Ez a mű azonban ma már mind nevezéktani, mind taxonómiai szempontból túlhaladtá vált. A modern, a százlábúak taxonómiájának jelenlegi állásának megfelelő határozókulcsok fontosságát jól mutatja, hogy a legutóbbi évtizedekben számos ilyen jellegű munka született Európa több részéről is (ANDERSSON et al. 2005, BARBER 2008, EASON 1982, KOREN 1986, 1992, STOEV 2002). Ezek az új határozók már a mai felfogásunknak megfelelően tárgyalják az egyes taxonokat, de a bennük szereplő fajkészletek a magyarországi taxonoknak minden esetben csak egy részét tartalmazzák és még összesítve sem fedik le teljesen a hazai százlábúfaunát.

Jelen dolgozat ezt a hiányt igyekszik pótolni egy, a Magyarországról eddig kimutatott, illetve ott várhatóan előforduló fajok mindegyikét tartalmazó kulccsal. Szem előtt kell tartanunk azonban, hogy a határozókulcs sosem lehet teljes értékű iránymutató, különösen egy bélyegeiben olyannyira változékony csoport esetében, mint a Chilopoda. A biztos határozáshoz időnként továbbra is nélkülözhetetlen a taxonok részletesebb leírásait tartalmazó művekkel (pl. ANDERSSON et al. 2005, BARBER 2008, EASON 1964, 1982, IORIO 2010, KACZMAREK 1979, KOREN 1986, 1992, MATIC 1966, 1972) való konzultálás.

Anyag és módszer

A morfológiai bélyegek DÁNYI (2009) névhasználatát követik. Az illusztrációkon található nyílak a kulcsban említett bélyegeket mutatják. A rajzok rajzolófeltét, a fényképfelvétel pedig pásztázó elektronmikroszkóp segítségével készültek.

A határozókulcs a Magyarországról már kimutatott fajok mellett tartalmazza a bizonytalan előfordulási adatokat és a jövőben még várhatóan előkerülő fajokat is. Ezek a taxonok jelölést kaptak a nevük mellett:

* = Még nem publikált Magyarországról, de jelenléte valószínűsíthető.

¹ = A faj hazai előfordulását jelző irodalmi adatok bizonytalanok, de a faj jelenléte nem kizárható.

A kulcs használatának megkönnyítése végett, ahol a kulcs adott pontjához nem közvetlenül az előtte levő pontból jutunk, ott a szám után zárójelben szerepel az oda vezető utolsó pont száma.

Néhány faj, bizonyos fontos bélyegeik változatossága miatt a kulcs több végpontján is megtalálható (*Lithobius agilis*, *L. cyrtopus*, *L. piceus*, *L. subtilis*).

Az ábraalírásoknál alkalmazott rövidítések: an.–anterior nézet, adn.–anterodorzális nézet, cvn.–kaudoventrális nézet, dln.–dorzolaterális nézet, dn.–dorzális nézet, ln.–laterális nézet, lvn.–lateroventrális nézet, mn.–mediális nézet, vn.–ventrális nézet.

A lábízeken található tüskék kódolását a 8A–B ábrák magyarázzák.

Határozókulcs

1. A légzőnyílások páratlanok, a hát nagy lemezeinek hátsó szélé előtt, közepén nyílnak (1A ábra). 100-600 ommatidiumból álló összetett szemük van (2B ábra). A lábfejek és a csápok (2A ábra) erősen megnyúltak, számos gyűrűvel tagoltak. **Scutigeromorpha**
 - A légzőnyílások párosan, a test oldalán, az oldallemezeken találhatók (1B–C ábrák). Szemeik nincsenek, vagy csak egyszerű pontszemeik vannak (2C ábra). A lábfejek egy vagy két ízből állnak. 2.
2. 15 pár lábuk van. Tömösváry-szervük van (2C ábra). **Lithobiomorpha**
 - 15-nél több lábpárjuk van. Tömösváry-szervük nincs. 3.
3. 21(23) pár lábuk van. Csápjuk 17 ízből áll. A törzsszelvények jelentős részén nem találhatók légzőnyílások. **Scolopendromorpha**
 - A lábpárok száma 23 feletti. Csápjuk 14 ízből áll. Az első és az utolsó kivételével minden szelvényen találhatók légzőnyílások. **Geophilomorpha**

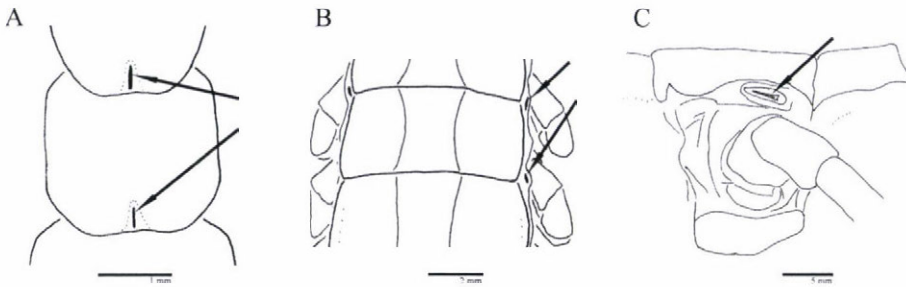
Scutigeromorpha

Magyarországon a Scutigeromorpha rendet a Scutigeridae család egyetlen faja képviseli.

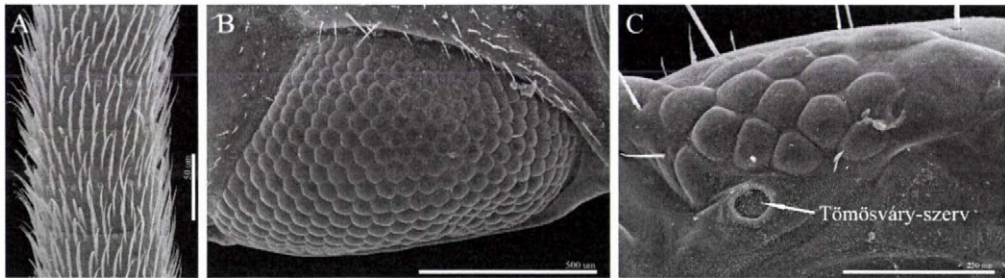
..... *Scutigera coleoptrata* (Linnaeus, 1758)

Lithobiomorpha

1. Az utolsó lábpáron két mellékkarom van. A lábakon nincsenek tüskék, viszont az 1-11. lábpár lábszárán disztálisan egy hegyes nyúlvány látható (3A ábra). Az 1. szelvényen légzőnyílások találhatóak. A felső ajkon egyetlen fog van (3B ábra).
 (*Henicopidae*)... *Lamyctes emarginatus* (Newport, 1844)
 - Az utolsó pár lábon csak egy mellékkarom van (5F ábra), vagy egy sincs. A lábak többé-kevésbé tüskézettek. Az 1. szelvényen nincsenek légzőnyílások. A felső ajkon három fog van (3C ábra). (*Lithobiidae*) 2.



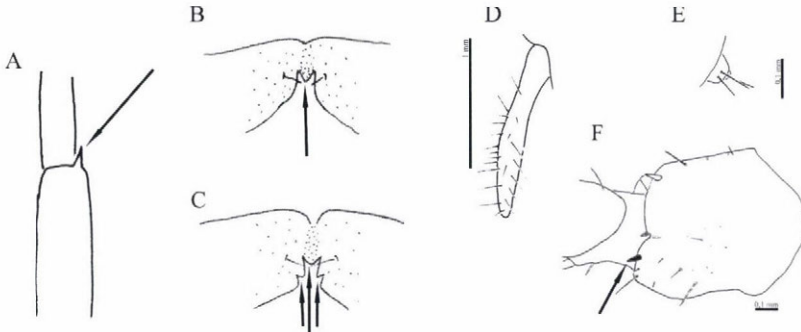
1. ábra. A: Notostigmophora légzőnyílásai felülnézetben (*Scutigera coleoptrata*). B: Pleurostigmophora légzőnyílásai felülnézetben (*Scolopendra cingulata*). C: Pleurostigmophora légzőnyílása oldalnézetben (*S. cingulata*).
Figure 1. A: stigmata of Notostigmophora from dorsal view (*Scutigera coleoptrata*). B: stigmata of Pleurostigmophora from dorsal view (*Scolopendra cingulata*). C: stigma of Pleurostigmophora from lateral view (*S. cingulata*).



2. ábra. A: Scutigeromorpha másodlagosan tagolt csápjának részlete (*Scutigera coleoptrata*). B: Scutigeromorpha összetett szeme (*S. coleoptrata*, ln.) (DÁNYI 2009). C: Lithobiomorpha szemmező és Tömösváry-szerv (*Eupolybothrus tridentinus*, ln.) (DÁNYI 2009).
Figure 2. A: detail of the secondarily segmented antenna of Scutigeromorpha (*Scutigera coleoptrata*). B: compound eye of Scutigeromorpha (*S. coleoptrata*, lateral) (after DÁNYI 2009). C: ocelli and Tömösváry's organ of Lithobiomorpha (*Eupolybothrus tridentinus*, lateral) (after DÁNYI 2009).

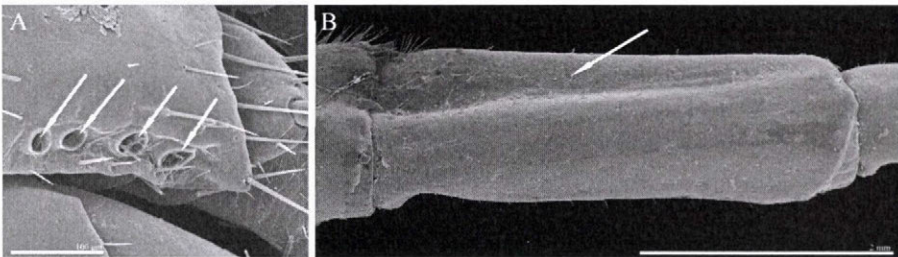
2. A 12-15. lábpáron a csípőmirigyek pórusai nagy számban, több sorban találhatók. A hí-mek ivarlábai hosszúak, jól kivehetők (3D ábra). (*Eupolybothrus*).. **3.**
- A 12-15. lábpár csípőpórusai egy sorba rendeződnek (4A ábra), legfeljebb egy-két apró pórus lóg ki a sorból. A hímek ivarlábai alig észrevehetők, apró dudorszerűek (3E ábra). ... **4.**
- 3.** A 15. láb csípőjén oldalsó tüske (Cva) található (3F ábra). Az utolsó lábak végén nincs mellékkarom. A 6. hátlemez határozott/erőteljes nyúlványokat (6D–E ábrák) visel. A hímek 15. lábának előcombján és combján hosszanti barázda van (4B ábra).
 *Eupolybothrus transsylvanicus* (Latzel, 1882)

- A 15. láb csípőjén nincs oldalsó tüske. Az utolsó lábak végén igen apró mellékkarom lehet. A 6. hátlemez nyúlványai gyengék és lekerekítettek (esetleg hiányoznak). A hímek 15. lábán nincsenek feltűnő módosulások. .. *Eupolybothrus tridentinus* (Fanzago, 1874)



3. ábra. A: *Lamyctes emarginatus* lábszárának disztális vége (adn.). B: egyfogú felső ajak a Lithobiidae családnál (vn.). C: háromfogú felső ajak a Henicopidae családnál (vn.). D: *Eupolybothrus* hím ivarlába (*E. transsylvanicus*, cvn.). E: *Lithobius* hím ivarlába (*L. nodulipes*, vn.). F: 15. csípő a Cva tüskével (*Lithobius erythrocephalus*, ln.) (DÁNYI 2006b).

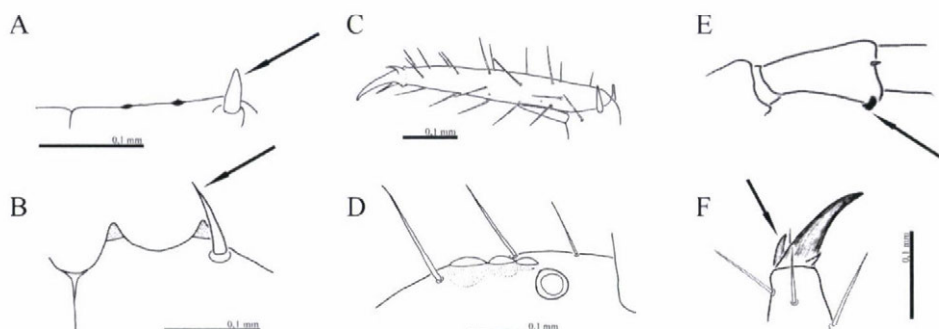
Figure 3. A: distal end of tibia with spinelike protuberance in *Lamyctes emarginatus* (anterodorsal). B: labrum with one tooth in Lithobiidae (ventral). C: labrum with three teeth in Henicopidae (ventral). D: *Eupolybothrus* male gonopod (*E. transsylvanicus*, caudoventral). E: *Lithobius* male gonopod (*L. nodulipes*, ventral). F: 15th coxa with spine Cva (*Lithobius erythrocephalus*, lateral) (after DÁNYI 2006b).



4. ábra. A: egy sorba rendeződött csípőpórusok (*Lithobius* sp., ventrális nézet). B: *Eupolybothrus transsylvanicus* hímjének 15. combja (dln.).

Figure 4. A: coxal pores arranged in one line (*Lithobius* sp., ventral). B: 15th femur of male *Eupolybothrus transsylvanicus* (dorsolateral).

- Az első lábpár megvastagodott. A lábakon igen jellegzetes és feltűnő módon számos nagy, kékes szeplő látható. A porodontok a fogakhoz képest nagyon robusztusak (5A ábra). (*Harpolithobius*)...*Harpolithobius anodus* (Latzel, 1880)
- Az 1. lábpár a többi járólábhöz hasonló felépítésű, szeplőzettől mentes. A porodontok nem robusztusak, inkább erős szőr jellegűek (5B ábra) (*Lithobius*)...5.

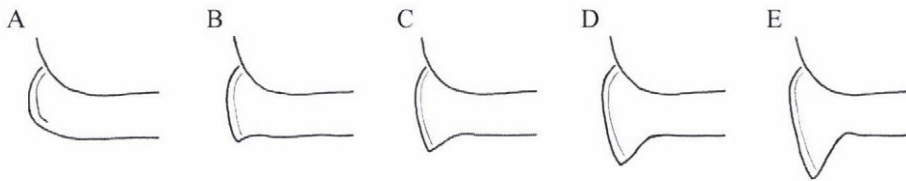


5. ábra. A: *Harpolithobius anodus* rövid és vaskos porodontja (vn.). B: *Lithobius*-fajok szokványos alakulású porodontja (*L. nodulipes*, vn.). C: egytagú lábfej (*Sigibius* alnem, an.). D: *Lithobius microps* szemei és Tömösváry-szerve (vn.). E: *Lithobius austriacus* hímjének előcombja (dn.). F: az uszályláb mellékkarma (*Lithobius erythrocephalus*, ln.) (DÁNYI 2006b).

Figure 5. A: short and stout porodont in *Harpolithobius anodus* (ventral). B: porodont of normal shape in *Lithobius* (*L. nodulipes*, ventral). C: nonarticulated tarsus (*Sigibius* subgenus, anterior). D: ocelli and Tömösváry organ of *Lithobius microps* (ventral). E: prefemur of *Lithobius austriacus* male (dorsal). F: accessorial claw of last leg (*Lithobius erythrocephalus*, lateral) (after DÁNYI 2006b)

5. Az 1-13. lábpár lábfeje egytagú (5C ábra). Kis termetű fajok (6-11 mm). A nagyobb fajok fiataljaitól szabad szemre is eltérnek élénkebb színeikkel. **6.**
 - Az összes láb lábfeje két ízből áll. **12.**
6. A csáp 18-20 (igen ritkán 21-22) ízből áll. **7.**
 - A csápízek száma nagyobb 22-nél. **11.**
7. A szemek egy sorba rendezettek (5D ábra). **8.**
 - A szemek több sorban állnak. **10.**
8. A 15. lábon nincs mellékkarom. **9.**
 - A 15. lábon van mellékkarom (5F ábra). ***Lithobius biunguiculatus*** Loksa, 1947
9. A hímek 15. lábán az előcomb erősen megvastagodott, a DpP tüske pedig rövid, vaskos, lefelé hajló és három hegyben végződik (5E ábra). A 15. lábon a DmP tüske nagyon kicsi. ***Lithobius austriacus*** (Verhoeff, 1937)
 - A hímek 15. lábán az előcomb kevésbé vaskos, a DpP tüske pedig normális alakulású. A 15. lábon a DmP tüske normál méretű. ***Lithobius aeruginosus*** L. Koch, 1862
- 10.(7) A hímek 15. lábszárának disztális végén dudor található a háti oldalon, mely hátrafelé túlnyúlik az ízen (7A ábra). 15. Fdp tüske van. Pdm tüske legfeljebb a 11. lábtól kezdődően van jelen. A két hátsó szem jelentősen nagyobb a többinél, a leghátsó általában valamivel kisebb, mint az előtte álló. ***Lithobius curtipes*** C.L. Koch, 1847
 - A hímek 15. lábszárain nincs hátranyúló dudor, felülről kissé lapítottak. A 15. comb dorzális oldalán hiányoznak a tüskék. Pdm tüske az 1-5. lábtól hátrafelé kezdődően van jelen. Csak a leghátsó szem nagyobb jelentősen a többinél. ***Lithobius crassipes*** L. Koch, 1862

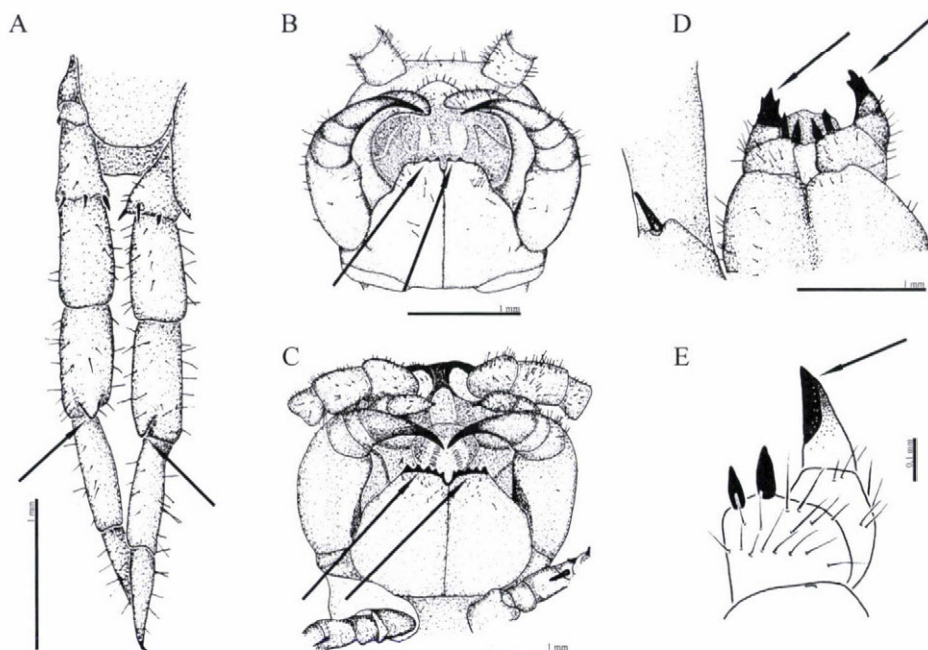
- 11.(6) Színük sárgás. 3-5, egy sorban elhelyezkedő szemük van (5D ábra). A nőstények ivarlábkarma két hegyű. A 15. láb tuskézete nagyon szegényes (-,m,m,m,-/-,-,p,-,-). *Lithobius microps* Meinert, 1868
- Színük barna. 4-6, több sorban elhelyezkedő szemük van. A nőstények ivarlábkarma három hegyű (7D ábra). A 15. láb tuskézete: -,m,mp,m,-/a,-,mp,-,-. *Lithobius burzenlandicus* Verhoeff, 1931
- 12.(5) A 7., 9., 11., és 13. hátlemezek határozott/erőteljes nyúlványokat hordoznak (6D–E ábrák), a 6. hátlemezen szintén lehet gyenge/határozott nyúlvány (6C–D ábrák). ... 13.
- A 6. és a 7. hátlemez nyúlvány nélküli (6A ábra). 14.



6. ábra. Lithobiomorpha háti nyúlványai: A: nincs; B: nyomokban; C: gyenge; D: határozott; E: erőteljes (mind dn.) (DÁNYI 2009).

Figure 6. Tergal projections in Lithobiomorpha: A: none; B: trace; C: indistinct; D: distinct; E: prominent (all dorsal) (after DÁNYI 2009).

13. Az állkapcsi láb alaprészén 2+2 fog található. A 15. lábon a végkarom mellett mellékarom van (5F ábra). Az állat 6-8 mm hosszú. A 14. és 15. lábpár kissé megvastagodott, a hímek esetében lábszáruk a háti oldalán széles barázdát visel. *Lithobius pygmaeus* Latzel, 1880*
- Legalább 4+4 fog van az állkapcsi láb alaprészén. A 15. lábon a végkarom mellett nincs mellékarom. Az állat 20-31 mm hosszú. A 14. és 15. lábpár megnyúlt, vékony. A hímek 14-15. lábszára nem visel barázdát. *Lithobius validus* Meinert, 1872
- 14.(12) A 9. (és a 11., 13.) hátlemez határozott/erőteljes nyúlványokat visel (6D–E ábrák). .. 15.
- A 9. hátlemezen nincsenek vagy legfeljebb csak nyomokban vannak nyúlványok (6A–B ábrák). 31.
15. Az állkapcsi láb alaprészén a fogak száma 4+4, vagy ennél nagyobb (7C ábra). 16.
- Az állkapcsi láb alaprészén 2+2 (esetleg 3+3) fog található (7B ábra)..... 19.
16. A 15. láb végkarma mellett mellékarom (5F ábra), csípőjén oldalsó tüske (Cva) található (3F ábra). 17.
- A 15. láb végkarma mellett mellékarom nincs. A 15. lábpár csípőjén az oldalsó tüske (Cva) hiányzik. 18.

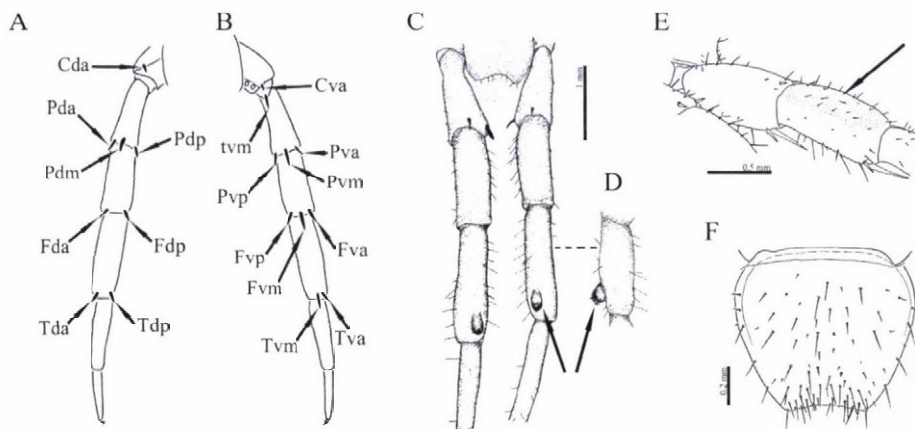


7. ábra. A: *Lithobius curtipes* hímjének utolsó lábpárja (dn.) (KORSÓS & DÁNYI (2002) után módosítva). B: állkapcsi láb 2+2 foggal (*Lithobius dentatus*, vn.). C: állkapcsi láb 5+5 foggal (*Lithobius forficatus*, vn.). D: nőstény háromhegyű ivarlábkarma (*Lithobius forficatus*, vn.). E: nőstény egyhegyű ivarlábkarma (*Lithobius parietum*, vn.).

Figure 7. A: last pair of legs in *Lithobius curtipes* male (dorsal) (after KORSÓS & DÁNYI (2002) modified). B: forcipula with 2+2 teeth (*Lithobius dentatus*, ventral). C: forcipula with 5+5 teeth (*Lithobius forficatus*, ventral). D: trifid claws of female gonopods (*Lithobius forficatus*, ventral). E: single claw of female gonopod (*Lithobius parietum*, ventral).

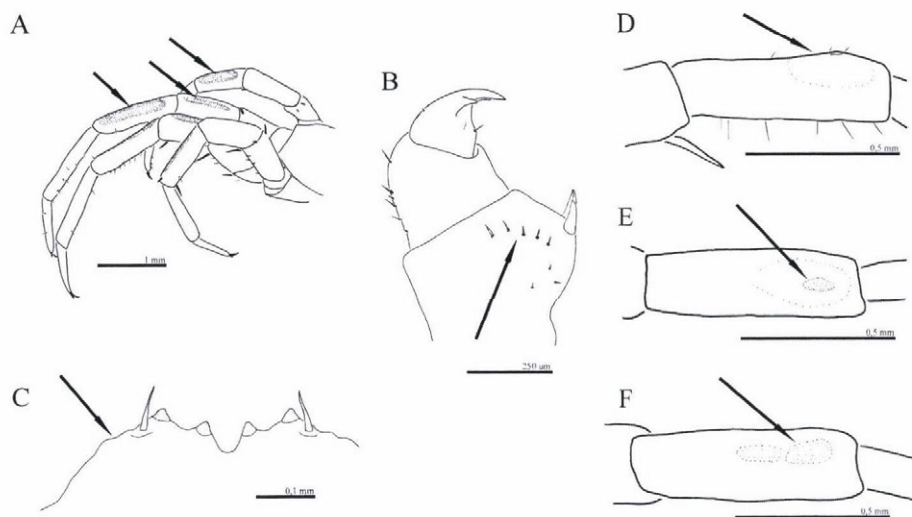
17. A porodont a legkülső fog külső töve előtt található. A fej a törzstől feltűnően elüt nagyon sötét, csaknem fekete színével. ***Lithobius piceus*** L. Koch, 1862
 – A porodont a két legkülső fog között található. A fej a törzsnél alig sötétebb barna. ***Lithobius peregrinus*** Latzel, 1880¹
- 18.(16) A nőstények ivarlábkarma három, esetenként két hegyű (7D ábra).
 ***Lithobius forficatus*** (Linnaeus, 1758)
 – A nőstények ivarlábkarma egy hegyű (7E ábra). ***Lithobius parietum*** Verhoeff, 1899
- 19.(15) A 15. láb csípőinek oldalán nincs tüske. 20.
 – A 15. csípőkön oldalsó tüske (Cva) található (3F ábra). 29.
20. A 15. láb végén nincs mellékkarom. 21.
 – A 15. láb végén van mellékkarom (5F ábra). 24.

21. A 15. lábon nincs Fva tüske. A 14-15. lábon a Cda tüske hiányzik. A Pdm tüske a 7-10. lábtól van jelen. A hímek 15. lábszárának disztális végénél élesen körülhatárolt, csepp alakú, szőrös kinövés (8C–D ábrák), a 14. lábszáron pedig botszerű sörték foltja figyelhető meg. *Lithobius nodulipes* Latzel, 1880
- A 15. lábon a Fva tüske és a 14-15. lábon a Cda tüske megtalálható. A Pdm tüske az 1-4. lábtól van jelen. 22.
22. A 9. háti nyúlvány gyenge/határozott, a 11. és 13. határozott (6C–D ábrák). Élénk sárga, legfeljebb a szemek körül találunk sötétebb mezőt. A hím uszálylábai megvastagodtak, barázdát nem viselnek, lábfejük ventrolaterálisan lapított. *Lithobius luteus* Loksa, 1948
- A háti nyúlványok erőteljeseek (6E ábra). Az állat színe barna, a fej elülső része sötétebb. A hímek utolsó lábán a comb dorzolaterálisan lapított, széles és sekély barázdát visel (8E ábra). Gyakran a 15. lábszáron is találunk barázdát a háti oldalon. 23.
23. A hímek 14. hátlemeze csak a szokásos néhány gyenge szőrt hordozza. *Lithobius tenebrosus tenebrosus* Meinert, 1872
- A hímek 14. hátlemezőn számos nagyon erős szőrszál csoportosul (8F ábra). *Lithobius tenebrosus setiger* Kaczmarek, 1977*
- 24.(20) Az állkapcsi láb alaprészén a két középső fog előrébb áll a két külsőnél. A hímek 15. lábának combján és lábszárán (esetleg a 14-iken is, csak ott kevésbé kifejezetten) jól látható, mély és széles barázda húzódik a háti oldalon (9A ábra). *Lithobius macilentus* L. Koch, 1862
- Az állkapcsi láb alaprészén a két középső fog hátrább áll a két külsőnél (9C ábra). A hímek combja nem hordoz barázdát. 25.
25. A hímek lábszárjai nem viselnek barázdákat. A nőstény ivarlába mediális tüskék nélküli. 26.
- A hímek 14. és 15. lábának lábszárjai (esetleg a 13. is) barázdát visel. A nőstény ivarlába számos mediális tüskét visel (9B ábra). 28.
26. A hátlemezek feltűnően ráncosak. *Lithobius agilis* C.L. Koch, 1847
- A hátlemezek simák. 27.
27. A nőstényeknél 2+2 ivarlábsarkantyú található, az ivarlábkarom pedig három hegyű. Az állkapcsi láb alaprésze a fogak mellett erősen kiszélesedő, bár határozott vállat nem képez (9C ábra). A fogak viszonylag aprók. *Lithobius melanops* Newport, 1845
- A nőstényeknél két- (esetleg egy-) hegyű ivarlábkarom és 3+3 ivarlábsarkantyú található. Az állkapcsi láb alaprésze a fogak mellett nem kiszélesedő. A fogak erőteljeseek. *Lithobius tricusps* Meinert, 1872



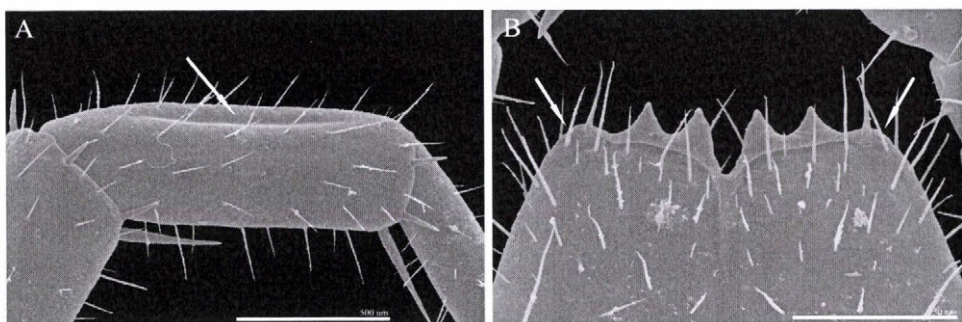
8. ábra. A–B: *Lithobius* uszálylába a tüskézet bemutatásával (A: hátoldal; B: hasoldal) (DÁNYI 2009). C: *Lithobius nodulipes* hímjének uszálylábai (dn.) (KORSÓS & DÁNYI (2002) után módosítva). D: *L. nodulipes* hímjének 15. lábszára (ln.) (KORSÓS & DÁNYI (2002) után módosítva). E: hím *Lithobius tenebrosus* előcombja és combja (dln.). F: hím *Lithobius tenebrosus setiger* 14. hátlemeze (dn.) (DÁNYI 2008). **Figure 8.** A–B: overview on the last legs' spinulation in *Lithobius* (A: dorsal side; B: ventral side) (after DÁNYI 2009). C: last legs of male *Lithobius nodulipes* (dorsal) (after KORSÓS & DÁNYI (2002) modified). D: 15th tibia of male *L. nodulipes* (lateral) (after KORSÓS & DÁNYI (2002) modified). E: prefemur and femur of male *Lithobius tenebrosus* (dorsolateral). F: 14th tergum of male *Lithobius tenebrosus setiger* (dorsal) (after DÁNYI 2008).

- 28.(25)** Az állkapcsi láb alaprésze a fogak mellett erősen elszélesedő, vállat képez (10B ábra). A 9. hátlemez nyúlványai erőteljesek (6E ábra). A hímeknél a megvastagodott 14. és 15. lábszár (esetleg a 13. is) tálszerűen széles és mély barázdát hordoz a dorzális oldalon (10A ábra). Az állat 11-18 mm hosszú. *Lithobius dentatus* C.L. Koch, 1844
- Az állkapcsi láb alaprésze a fogak mellett nem képez vállat. A 9. hátlemez nyúlványai gyengék (6C ábra). A hímeknél a 14. lábszár háti oldalán gyenge barázda található, mely csak az íz disztális felére terjed ki (9D–E ábrák). A hímek 15. lábszárán dorzális barázda található, mely sekély és középen jellegzetesen megszakított (9F ábra). Az állat mérete 7,5-11,5 mm. *Lithobius subtilis* Latzel, 1880*
- 29.(19)** A hátlemezek feltűnően ráncosak. A nőstényeknél 2+2 ivarlábsarkantyú található, az ivarlábkarom pedig három hegyű. *Lithobius agilis* C.L. Koch, 1847
- A hátlemezek simák. A nőstényeknél két- (esetleg egy-) hegyű ivarlábkarom és 3+3 ivarlábsarkantyú található. **30.**
- 30.** Az állkapcsi láb alaprészén 4+4 fog található. A fej a törzstől feltűnően elüt nagyon sötét, csaknem fekete színével. A 13-14. csípőn általában legalább 5 pórus van. A 15. lábpár karcsú. *Lithobius piceus* L. Koch, 1862
- Az állkapcsi láb alaprészén 2+2 fog található (ritkán 2+3, vagy 3+3). A fej nem ennyire elütő színű. Csak ritkán van több, mint 4 pórus a 13-14. csípőn. A 15. lábpár erőteljes. .
..... *Lithobius tricuspis* Meinert, 1872



9. ábra. A: *Lithobius macilentus* hímjének utolsó két lábpárja (ln.) (KORSÓS & DÁNYI (2002) után módosítva). B: *Lithobius dentatus* nőstényének ivarlába (mn.). C: *Lithobius melanops* állkapcsi lábának fogai (vn.). D: hím *Lithobius subtilis* 14. lábszára (ln.). E: hím *L. subtilis* 14. lábszára (dn.). F: hím *L. subtilis* 15. lábszára (dn.).

Figure 9. A: *Lithobius macilentus* male's last two pairs of legs (after KORSÓS & DÁNYI (2002) modified) (lateral). B: *Lithobius dentatus* female gonopod (medial). C: forcipular teeth of *Lithobius melanops* (ventral). D: 14th tibia of *Lithobius subtilis* male (lateral). E: 14th tibia of *L. subtilis* male (dorsal). F: 15th tibia of *L. subtilis* male (dorsal).

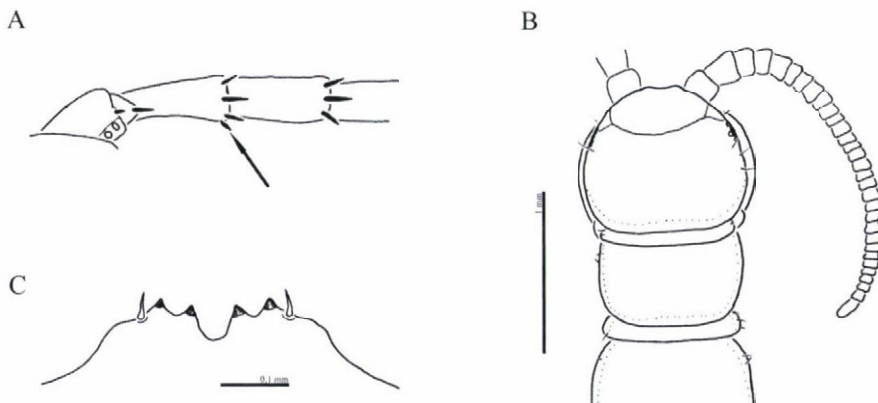


10. ábra. A: *Lithobius dentatus* hímjének 15. lábszára a barázdával (ln.). B: *L. dentatus* állkapcsi lábának fogak melletti vállai (vn.).

Figure 10. A: 15th tibia of *Lithobius dentatus* male with groove (lateral). B: shoulders of forcipulae in *L. dentatus* (ventral).

- 31.(14) A 11. és 13. hátlemezen gyenge/határozott nyúlványok vannak (6C–D ábrák). .. 32.
 – A 11. hátlemezen legfeljebb nyomokban van nyúlvány (6A–B ábrák). 38.
 32. A 15. láb végén van mellékkarom (5F ábra). 33.

- A 15. láb végén nincs mellékkarom. 37.
33. A 15. előcomb belső oldalán egy, a szokásos a-m-p tüskéken felüli tüske van (11A ábra).
..... *Lithobius borealis* Meinert, 1868
- A 15. előcomb belső oldalán nincs ilyen tüske. 34.



11. ábra. A: *Lithobius borealis* számfeletti tüskéje a 15. előcomb belső oldalán (vn.). B: *Lithobius lapidicola* feje és csápja (dn.). C: *L. lapidicola* állkapcsi lábának fogai (vn.).

Figure 11. A: supernumerary spine on medial side of 15th prefemur in *Lithobius borealis* (ventral). B: head and antenna of *Lithobius lapidicola* (dorsal). C: forcipular teeth of *L. lapidicola* (ventral).

34. A szemek száma 8-11. A csáp viszonylag rövid, 26-30(34) csápíz (11B ábra). A külső fogak jóval előrébb állnak a belsőknél (11C ábra). Az uszálylábak kissé megvastagodottak, a hímnél sem viselnek feltűnő bélyegeket. A nőstény ivarlábainak alapízén nincs mediális tüske. *Lithobius lapidicola* Meinert, 1872
- A szemek száma 13-22, a csáp feltűnően hosszú, 36-45 (28-49) csápíz. A külső fogak alig állnak előrébb. Az uszálylábak a hímnél feltűnő bélyegeket viselnek. A nőstény ivarlábainak alapízén mediális tüskék vannak. 35.
35. A 15. lábon nincs Pda tüske (a tüskék kódolásához l. 8A–B ábrák). A hímeknél a 14. lábszár háti oldalán gyenge barázda található, mely csak az íz disztális felére terjed ki (9D–E ábrák). A hímek 15. lábszárán dorzális barázda található, mely sekély és középen jellegzetesen megszakított (9F ábra). Az állat mérete 7,5-11,5 mm.
..... *Lithobius subtilis* Latzel, 1880*
- A 15. lábon Pda tüske van. A hímek 14-15. lábain a bélyegek másminyenek. Az állat mérete 10-15 mm. 36.
36. A hímek 15. lábán az előcomb végén mediális nyúlvány, a comb és a lábszár dorzális oldalán hosszanti barázda van, ill. a comb szőrös kiemelkedést is visel (12A–C ábrák). A nőstények ivarlábainak alapízén 4-5 mediális tüske van. Pvp tüske legfeljebb a 4. lábtól hátrafelé található. *Lithobius cyrtopus* Latzel, 1880

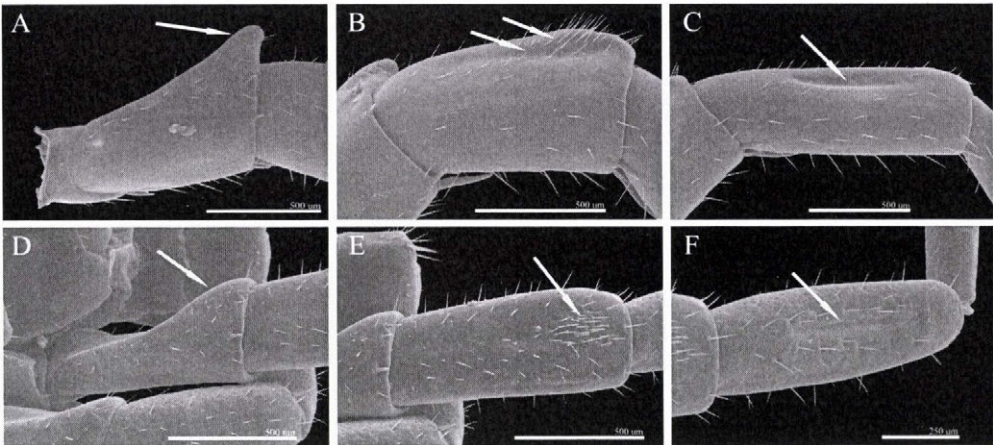
- A hímek 15. lábszárán hosszanti, dorzális barázda húzódik, melynek végénél egy szőrökkel borított dudor látható. A 14. és a 13. lábszáron is megvannak ezek a jegyek, de kevésbé kifejezettek. (A sörtes dudor a 15. láb esetében hiányozhat.) Gyakran mutat az utolsó néhány lábpáron jellegzetes gyűrűs mintázatot. A nőstények ivarlábainak alapízen 8-12 mediális tűske. Pvp tűske már az 1.(2.) lábon is van.

..... *Lithobius mutabilis* L. Koch, 1862

- 37.(32)** A hímek 15. lábán az előcomb vége duzzadt, de nem képez nyúlványt (12D ábra). A comb szőrös foltot visel a lábszár dorzális oldalán pedig hosszanti barázda van (12E-F ábrák). Az utolsó lábpárok lábfejzei jellegzetesen sötétebbek a többi íznel.

..... *Lithobius pelidnus* Haase, 1880

- A hímek 15. lábán az előcomb végén mediális nyúlvány, a comb és a lábszár dorzális oldalán hosszanti barázda van, ill. a comb szőrös kiemelkedést is visel (12A-C ábrák). Az utolsó lábak jellegzetes színmintázat nélküliek. *Lithobius cyrtopus* Latzel, 1880



12. ábra. A-C: *Lithobius cyrtopus* hímjének 15. előcombja, combja és lábszára (sorrendben, ln.). D-F: *Lithobius pelidnus* hímjének 15. előcombja, combja és lábszára (sorrendben) a jellegzetes módosulásokkal (dn.).

Figure 12. A-C: last prefemur, femur and tibia (respectively) of male *Lithobius cyrtopus* (lateral). D-F: last prefemur, femur and tibia (respectively) of male *Lithobius pelidnus* (dorsal).

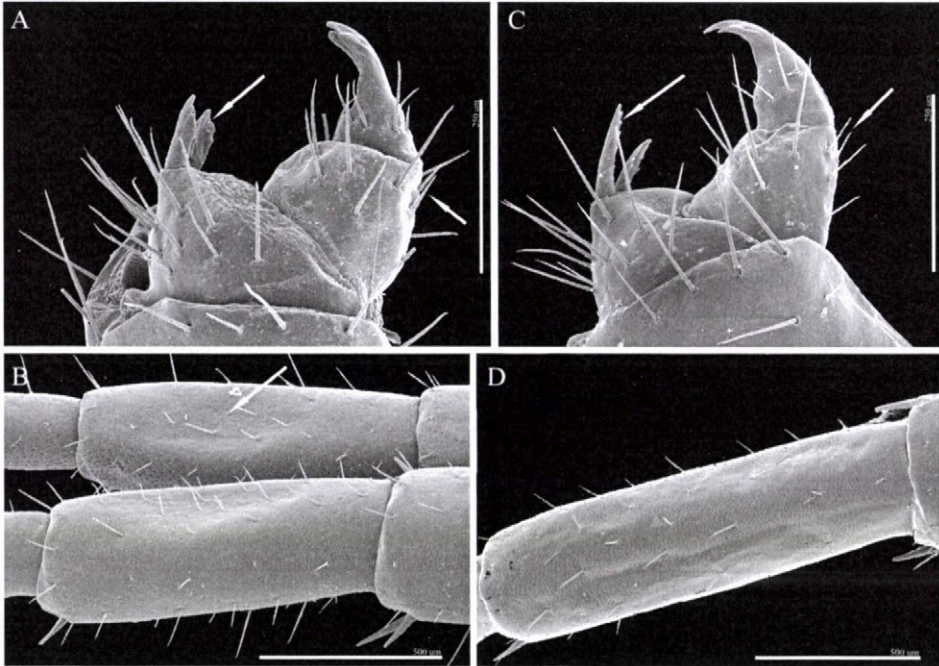
- 38.(31)** A 15. lábak csípőjén megtalálható az oldalsó tűske (Cva) (3F ábra). **39.**

- A 15. lábak csípőjén nincs oldalsó tűske. **40.**

- 39.** A hímek 15. lábszára felülről lapított (13B ábra). A nőstények ivarlábsarkantyúi kb. 3-szor olyan hosszúak, mint amilyen szélesek (13A ábra). A nőstények ivarlábain a másodízületű tűskéi olyan erősek vagy erősebbek, mint a külső oldal szőrei (13A ábra).

..... *Lithobius erythrocephalus* C.L. Koch, 1847

- A hímek 15. lábszára csaknem tökéletesen hengeres (13D ábra). A nőstények ivarlábsarkantyúi kb. 4-5-ször olyan hosszúak, mint amilyen szélesek (13C ábra). A nőstények ivarlábain a második íz tüskéi vékonyabbak, mint a külső oldal szérei (13C ábra). *Lithobius schuleri* Verhoeff, 1925



13. ábra. A: *Lithobius erythrocephalus* nőstényének ivarlába (ln.). B: *L. erythrocephalus* hímjének 15. lábszára (dn.). C: *Lithobius schuleri* nőstényének ivarlába (ln.). D: *L. schuleri* hímjének 15. lábszára (dn.). (DÁNYI 2006b)

Figure 13. A: female gonopod of *Lithobius erythrocephalus* (lateral). B: 15th tibia of male *L. erythrocephalus* (dorsolateral). C: female gonopod of *Lithobius schuleri* (lateral). D: 15th tibia of male *L. schuleri* (dorsolateral). (after DÁNYI 2006b)

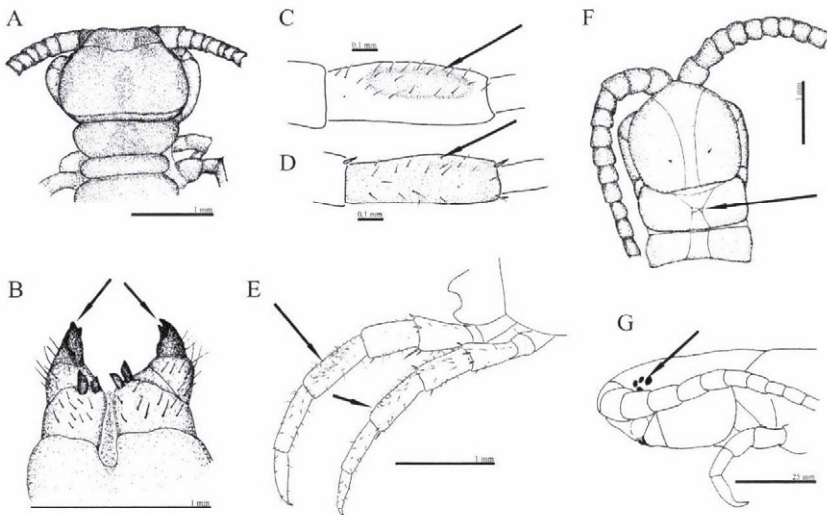
- 40.(38) A 15. lábon a Tvm tüske jelen van. A hímek 14-15. lábpárja nem visel feltűnő bélyegeket. **41.**
- A 15. lábon a Tvm tüske hiányzik. A hímek 14. és/vagy 15. lábpárja feltűnő bélyegeket visel. **42.**
- 41. Az uszálylábízek hosszúság–szélesség arányai comb/lábszár/lábfej/utó lábfej sorrendben: 2,8-3 / 4,25-4,5 / 5-5,2 / 4,1-4,5. *Lithobius lucifugus lucifugus* L. Koch, 1862
- Az uszálylábízek hosszúság–szélesség arányai comb/lábszár/lábfej/utó lábfej sorrendben: 3,4 / 5,2 / 6,3 / 7,4. *Lithobius lucifugus infernus* Loksa, 1948
- 42. A hímek 15. lábán a megvastagodott comb végének belső oldalán egy mélyedésnél hengeres, szőrözött nyúlvány található. 7-9 nagy, fekete szem.
- *Lithobius calcaratus* C.L. Koch, 1844*

– A hímek 15. lábán a comb végének belső oldalán nincs hengeres, szőrözött nyúlvány. A szemek száma nagyobb. **43.**

43. A fej nagy, szélesebb az 5. hátlemeznél (14A ábra). A nőstények ivarlábkarma két hegyűnek látszik, mivel a harmadik (a külső) csak apró kitinhullámocska formájában van jelen, erősen redukálódott. A hímek 14. lábszárának dorzális oldalán, az íz végéhez közel sertékkal borított, lankás oldalú dudor található, mely a sötétebb alapszínű egyedeknél jól láthatóan (éles határu mezővel) világosabb a tag egészéhez képest (14B ábra). ...

..... *Lithobius muticus* C.L. Koch, 1847

– A fej nem szélesebb az 5. hátlemeznél. A hímek 14. és 15. lábain a lábszár dorzális oldalán széles és mély hosszanti barázda található, dudor viszont nincs (14C–E ábrák). A nőstények ivarlábkarma három hegyű. *Lithobius latro* Meinert, 1872



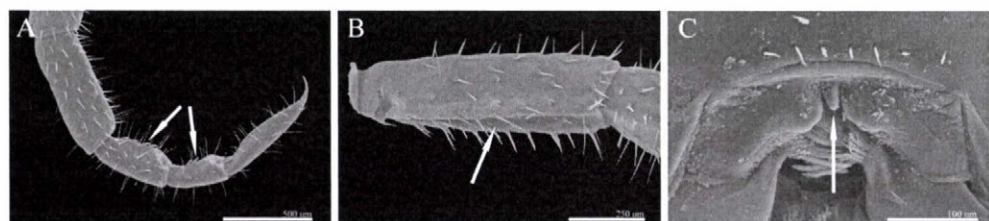
14. ábra. A: *Lithobius muticus* hímjének feje (dn.). B: *L. muticus* nőstényének ivarlába (vn.). C–D: *Lithobius latro* hímjének 15. és 14. lábszára (sorrendben, ln.). D: *L. latro* hímjének 14. és 15. lába (dln.). F: *Cryptops anomalans* feje és első hátlemezei (dn.). G: *Scolopendra cingulata* feje (ln.) (DÁNYI (2006a) után módosítva).

Figure 14. A: head of *Lithobius muticus* male (dorsal). B: female gonopods of *L. muticus* (ventral). C–D: 15th and 14th tibiae of *Lithobius latro* male (respectively, lateral). D: 14th and 15th legs of *L. latro* male (dorsolateral). F: head and first terga of *Cryptops anomalans* (dn.). G: head of *Scolopendra cingulata* (lateral) (after DÁNYI (2006a) modified).

Scolopendromorpha

1. A szemek hiányoznak. Az utolsó lábpár nagyon erősen megvastagodott, fogószervvé módosult (15A ábra). (**Cryptopidae**) .. **2.**
- 4 szem van a fej mindkét oldalán (14G ábra). Az utolsó lábpár erőteljes, de nem alakult fogószervvé. (**Scolopendridae**) ... *Scolopendra cingulata* Latreille, 1829

2. Az 1. hátlemezen „X” rajzolatot adó barázdák vannak (14F ábra). Testmérete 20-40 mm *Cryptops anomalans* Newport, 1844
- Az 1. hátlemezen nincs X-alakú rajzolat. Testmérete 15-25 mm. 3.
3. Az uszálylábak előcombjának hasi oldalán hosszanti mélyedés (15B ábra). A felsőajkon egyetlen fog van (15C ábra). *Cryptops hortensis* (Donovan, 1810)
- Az uszálylábak előcombjának hasi oldalán nincs hosszanti mélyedés. A felsőajkon három fog van. *Cryptops parisi* Brölemann, 1920

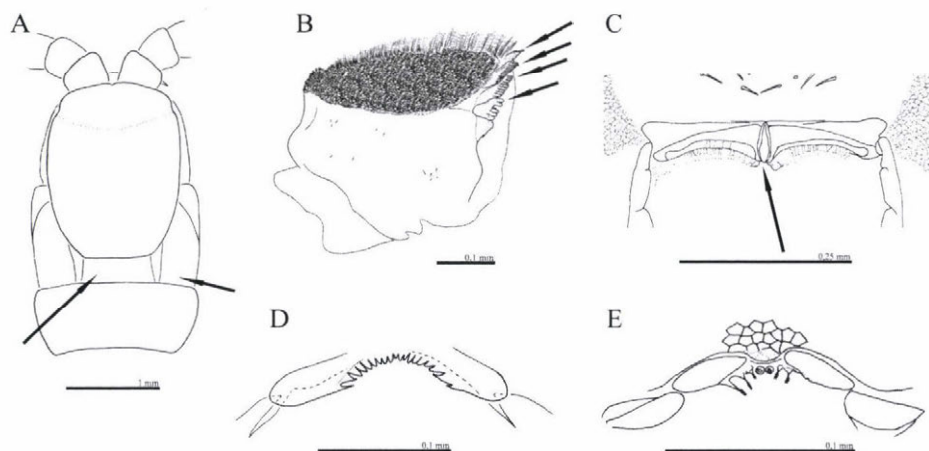


15. ábra. A: *Cryptops hortensis* fogólába (ltn.). B: *C. hortensis* uszálylábának előcombja (ltn.). C: *C. hortensis* felső ajka (vn.).

Figure 15. A: catching leg in *Cryptops hortensis* (lateroventral). B: prefemur of last leg in *C. hortensis* (lateroventral). C: labrum of *C. hortensis* (ventral).

Geophilomorpha

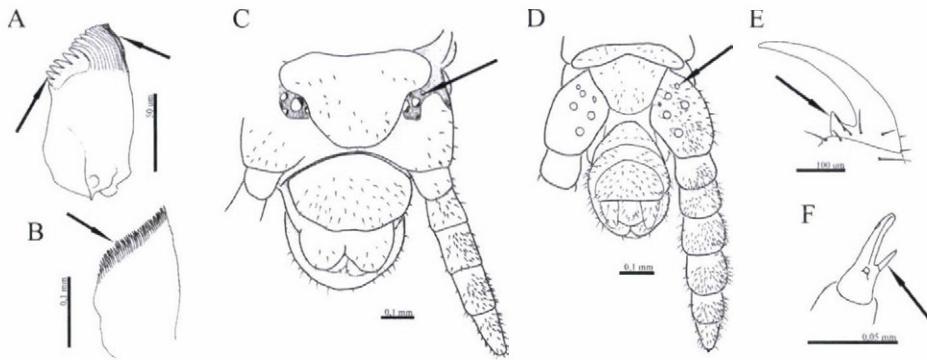
1. Az állkapcsi láb hátlemeze csaknem négyzet alakú, mellette az oldallemezek a háti oldalon is jól láthatóak, viszonylag nagyok (16A ábra). A felső ajak középrésze vékony, orsóalakú (16C ábra). A rágón több fésűs lemez található (16B ábra). (Mecistocephalidae) ... *Dicelloglossus carniolensis* (C.L. Koch, 1847)*
- Az állkapcsi láb hátlemeze nagy, a háti oldal felől nézve uralkodó, oldallemezei kisebbek, esetleg nem is látszanak a háti oldal felől. A felső ajak középrésze széles, esetleg az oldalsó részekkel összeolvadt (16D–E ábrák). A rágón egyetlen fésűs lemez van (17B ábra), amely mellett esetleg foglemez is található (17A ábra). 2.
2. Az uszálylábak oldalcsípőin csak két, nagy méretű pórus található (a haslemezzel határosan, ill. azáltal részben fedve). A felső ajak mindhárom részének hátulsó szélén fogszerű nyúlványok ülnek (16D ábra). A rágókon erős fogak találhatók (17A ábra). (Schendylidae) .. 5.
- Az uszálylábak oldalcsípőin kettőnél több a pórus. A felső ajak oldalsó részei esetleg szálas sallangokat hordoznak, de fogszerű nyúlványt nem (16E ábra). A rágók szélén egyetlen finom fésűfogsor húzódik végig (17B ábra). 3.
3. A törzs előre felé nem nagyon vékonyodik el, a fej is megközelítőleg olyan széles, mint a törzs középső szelvényei. A felső ajak középső részén fogszerű vagy szálas, oldalsó részein szálas nyúlványok találhatók (16E ábra). (Geophilidae) ... 7.
- A törzs előre felé erősen keskenyedik, a fej kicsi, szélessége a középső törzsszelvényekénél jóval kisebb. A felső ajak oldalsó részein nincsenek nyúlványok. 4.



16. ábra. A: *Dicelophylus carniolensis* feje és első törzsszelvényei (dn.). B: *D. carniolensis* rágója (vn.). C: *D. carniolensis* felső ajka (vn.). D: *Schendyla carniolensis* felső ajka (vn.). E: *Geophilus oligopus* felső ajka (vn.) (DÁNYI (2007) után módosítva).

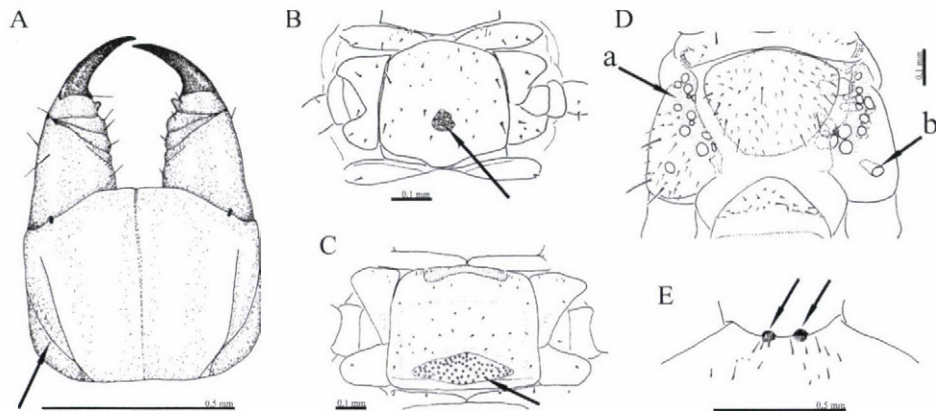
Figure 16. A: head and first trunk segments of *Dicelophylus carniolensis* (dorsal). B: mandibula of *D. carniolensis* (ventral). C: labrum of *D. carniolensis* (ventral). D: labrum of *Schendyla carniolensis* (ventral). E: labrum of *Geophilus oligopus* (ventral) (after DÁNYI (2007) modified).

4. A méregkarom tövének belső oldala fog nélküli. Az uszálylábak oldalcsípőjén a pórusok csoportosan, közös gödrökbe nyílnak (17C ábra). (**Dignathodontidae**) ... **18.**
 - A méregkarom tövének belső oldalán igen erős fog található (17E ábra). Az uszálylábak oldalcsípőjén a pórusok különállóan nyílnak (17D ábra). (**Linotaenidae**)... **21.**
- 5.(2) Az állkapcsi láb függelékeinek első ízén, valamint a méregkarom tövében egy-egy fog található a mediális oldalon. Hasi pórusmezők nincsenek. *Schendyla tyrolensis* Meinert, 1870
 - Az állkapcsi lábon nincsenek fogak. Hasi pórusmezők legalább a törzs elülső felén vannak. **6.**
6. A második állkapocs végkarmának szegélyén tüskeszerű képletek vannak (17F ábra). ... *Schendyla carniolensis* (Verhoeff, 1902)
 - A második állkapocs végkarmának szegélyén nincsenek tüskeszerű képletek. *Schendyla nemorensis* (C.L. Koch, 1837)
- 7.(3) Az állkapcsi láb oldalvarrata a fejtök oldalával párhuzamosan fut. Az állkapcsi láb függelékeinek első ízén, valamint a méregkarom tövében egy-egy fog található a mediális oldalon. *Pachymerium ferrugineum* (C.L. Koch, 1835)
 - Az állkapcsi láb oldalvarrata előrefelé a fejtök oldala felé tartva fut (18A ábra). A méregkarom tövében csak néhány esetben, az állkapcsi láb függelékeinek első ízén pedig soha nincs fog. **8.**



17. ábra. A: *Schendyla nemorensis* rágója (mn.). B: *Geophilus electricus* rágója (mn.). C: *Henia illyrica* utolsó szelvényei (vn.). D: *Strigamia pusilla* (Seliwanoff, 1884) utolsó szelvényei (vn.) (DÁNYI (2006c) után módosítva). E: *Strigamia acuminata* mérégfoga (vn.). F: *Schendyla carniolensis* 2. állkapcsának végkarma (vn.).

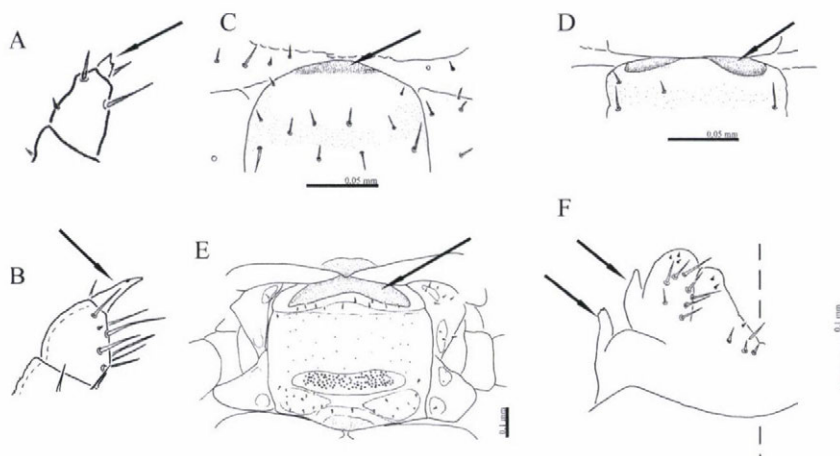
Figure 17. A: mandibula of *Schendyla nemorensis* (medial). B: mandibula of *Geophilus electricus* (medial). C: posterior segments of *Henia illyrica* (ventral). D: posterior segments of *Strigamia pusilla* (Seliwanoff, 1884) (ventral) (after DÁNYI (2006c) modified). E: tarsungulum of *Strigamia acuminata* (ventral). F: apical claw of second maxilla in *Schendyla carniolensis* (ventral).



18. ábra. A: *Geophilus flavus* állkapcsi lába (vn.). B: *Stenotaenia linearis* 2. haslemeze (vn.). C: *Geophilus electricus* 9. haslemeze (vn.). D: *Clinopodes rodnaensis* (Verhoeff, 1938) utolsó szelvényei (vn.) (DÁNYI (2008) után módosítva). E: *Clinopodes flavidus* állkapcsi lábának fogai (vn.).

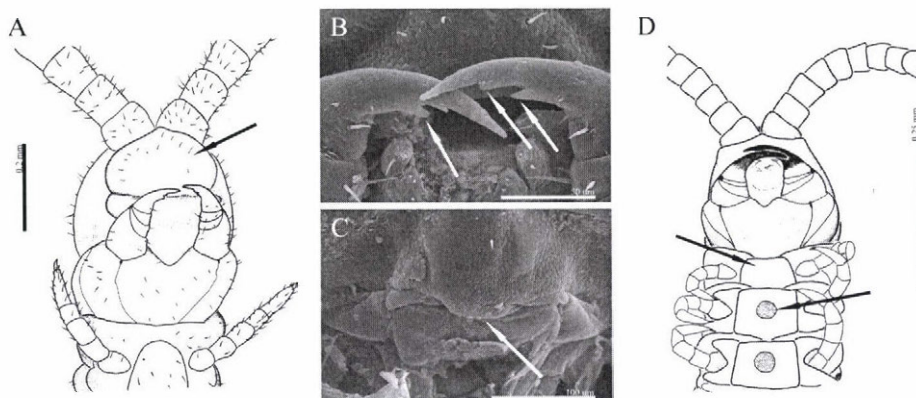
Figure 18. A: forcippus of *Geophilus flavus* (ventral). B: 2^d sternum of *Stenotaenia linearis* (ventral). C: 9th sternum of *Geophilus electricus* (ventral). D: posterior segments of *Clinopodes rodnaensis* (Verhoeff, 1938) (ventral) (after DÁNYI (2008) modified). E: forcippal teeth of *Clinopodes flavidus* (ventral).

8. A hasi pórusmezők kerek, a haslemezek közepe táján található (18B ábra). 9.
 – Ha van hasi pórusmező, akkor az a haslemezek hátulsó felén és inkább keresztben húzó-dó sávként helyezkedik el (18C ábra) 11.
9. 63-79 lábpár. Az uszályláb oldalcsípőjén a pórusok csoportosan, gödröcskében nyílnak (18D ábra 'a'). *Stenotaenia linearis* (C.L. Koch, 1835)
 – Az uszályláb oldalcsípőjén a csoportosan nyíló pórusok mögött egy magányosan álló pórus is található (18D ábra 'b'). 10.
10. 61-65 lábpárja van. Az 1. állkapocs alaprészen nincs külső tapogató.
 *Stenotaenia antecribellata* (Verhoeff, 1898)
 – 55-63 lábpárja van. Az 1. állkapocs alaprésze csökevényes külső tapogatót hordoz.
 *Stenotaenia rhodopensis* (Kaczmarek, 1970)*
- 11.(8) Az állkapcsi láb alaprészenek elülső szegélyén egy pár fog található (18E ábra).
 *Clinopodes flavidus* C.L. Koch, 1847
 – Az állkapcsi láb alaprészenek elülső szegélyén nincsenek fogak. 12.
12. A második állkapocs végkarma csökevényes, csapszerű (19A ábra). 13.
 – A második állkapocs végkarma normális, karomszerű (19B ábra). 14.
13. 37-39 lábpárja van. Kisebb, mint 15 mm. A haslemezek a carpophagus-struktúra gyengén fejlett (19C–D ábrák). *Geophilus oligopus* (Attems, 1895)*
 – (43)45-53 lábpárja van. Nagyobb, mint 20 mm. A haslemezek a carpophagus-struktúra nagyon erősen fejlett (19E ábra). *Geophilus alpinus* Meinert, 1870
- 14.(12) Homlokmező van. *Geophilus flavus* (De Geer, 1778)
 – Homlokmező nincs. 15.
15. Kisebb, mint 15 mm. A haslemezek nincsenek carpophagus-struktúra. Az 1. állkapocs alaprészen nincs külső tapogató, a függelékein pedig csak kicsi.
 *Geophilus pygmaeus* Latzel, 1880
 – Nagyobb, mint 15 mm. A haslemezek a carpophagus-struktúra megtalálható. Az 1. állkapocs alaprészen és függelékein is jól fejlett külső tapogató található (19F ábra). .. 16.
16. Legalább 61 lábpárja van. Az uszályláb oldalcsípőjén számos pórus található a háti és a hasi oldalon egyaránt. *Geophilus electricus* (Linnaeus, 1758)
 – Legfeljebb 59 lábpárja van. Az uszályláb oldalcsípőjén csak a hasi oldalon található pórusok. 17.
17. A fej és az állkapcsi láb hátlemeze között alaplemez látható. Carpophagus-struktúra a 4-től kb. a 16. haslemezig található. *Geophilus carpophagus* Leach, 1815
 – A fej és az állkapcsi láb hátlemeze között alaplemez nem látható. Carpophagus-struktúra az 1-től a 15-20. haslemezig van jelen. *Geophilus proximus* C.L. Koch, 1847
- 18.(4) A homlokpajzs erősen duzzadt, hólyagszerű (20A ábra). A méregkarmok kissé lapítottak, belső ívük ventrális éle fogszerű kinövéseket hordoz (20B ábra).
 *Dignathodon microcephalus* (Lucas, 1846)
 – A homlokpajzs normális alakulása, a méregkarom belső élén nincsenek kinövések 19.



19. ábra. A: *Geophilus oligopus* 2. állkapcsának végkarma (vn.) (DÁNYI (2007) után módosítva). B: *Geophilus electricus* 2. állkapcsának végkarma (vn.). C–D: gyengén fejlett carpopagus-struktúra (*G. oligopus* 8. haslemeze két külön egyednél; vn.) (DÁNYI (2007) után módosítva). E: erőteljes carpopagus-struktúra (*Geophilus alpinus* 17. haslemeze; vn.). F: *Geophilus electricus* 1. állkapcsa (vn.).
Figure 19. A: apical claw of second maxilla in *Geophilus oligopus* (ventral) (after DÁNYI (2007) modified). B: apical claw of second maxilla in *Geophilus electricus* (ventral). C–D: weak Carpopagus-structure (8th sterna in two different *G. oligopus* specimens; ventral) (after DÁNYI (2007) modified). E: well developed Carpopagus-structure (17th sternum of *Geophilus alpinus*; ventral). F: first maxilla in *Geophilus electricus* (ventral).

19. Az uszályláb 6 ízből áll. A felső ajak középső részén hátrafelé irányuló, fogszerű nyúlványok vannak (20C ábra). **20.**
 – Az uszályláb 7 ízből áll. Egy, a felső ajak középső része által alkotott visszahajló lemez ráfeda a felső ajakra, szegélyéről rojtok irányulnak előre felé.
 *Henia vesuviana* (Lucas, 1846)¹
20. A hasi pórusmezők szabályos kerekdedek. Az első haslemezen legfeljebb néhány pórus nyílik (20D ábra). *Henia illyrica* (Meinert, 1870)
 – A hasi pórusmezők a test hossz tengelye mentén nyújtottak, közepén befűzöttek (piskóta alakúak). Az első haslemezen preparálás nélkül is jól kivehető, határozott pórusmező van.
 *Henia bicarinata* (Meinert, 1870)
- 21.(4) 37–45 lábpárja van. A homlokpajzs elülső részén harántirányban szőrök szakadozott sora található. A méregkarom tövén a fog viszonylag kicsi és tompa (17E ábra).
 *Strigamia acuminata* (Leach, 1815)
 – 43–53 lábpárja van. A homlokpajzs elülső részén a szőrök sora folytonos. A méregkarom tövén a fog nagy és hegyes. **22.**
22. A haslemezek középső részén erősen szklerotizált, hosszanti barázda húzódik, mely feltűnően sötétebb környezeténél. Az uszálylábak oldalcsípőjén 12–30 pórus.
 *Strigamia crassipes* (C.L. Koch, 1835)
 – A haslemezek közepén a barázda nem sötétebb, mint a lemez egésze. Az uszálylábak oldalcsípőjén 4–9 pórus. *Strigamia transsilvanica* (Verhoeff, 1928)



20. ábra. A: *Dignathodon microcephalus* feje (vn.). B: *D. microcephalus* méregkarmai (vn.). C: *Henia illyrica* felső ajka (vn.). D: *H. illyrica* feje és elülső szelvényei (vn.).

Figure 20. A: head of *Dignathodon microcephalus* (ventral). B: tarsungula of *D. microcephalus* (ventral). C: labrum of *Henia illyrica* (ventral). D: head and anterior segments of *H. illyrica* (ventral).

Köszönetnyilvánítás. Szeretném megköszönni Dr. KORSÓS ZOLTÁNNak (Magyar Természettudományi Múzeum (MTM), Budapest), hogy a százlábúak megismerésében megtett utamat oly sok éven át segítette. Köszönetemet szeretném kifejezni Dr. MAHUNKA SÁNDORnak, Dr. CSUZDI CSABÁnak, Dr. KONTSCHÁN JENŐnek és Dr. MURÁNYI DÁVIDnak (mindannyian: MTM, Budapest) sokrétű szakmai segítségükért, valamint Dr. KONDOROSY ELŐDnek (Pannon Egyetem, Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely) és Dr. SZINETÁR CSABÁnak (Nyugat-magyarországi Egyetem, Savaria Egyetemi Központ, Szombathely) a dolgozat alapjául szolgáló disszertációt illető javító kritikáikért. Hálás köszönettel tartozom Dr. IVÁN TUFnak (Palacky Egyetem, Olomouc), aki idehaza megszerezhetetlen irodalmak garmadáját tette számomra elérhetővé.

Irodalomjegyzék

- ANDERSSON, G., MEIDELL, B.A., SCHELLER, U., WINDQUIST, J.-A., OSTERKAMP MADSEN, M., DJURSVOLL, P., BUDD, G. & GÄRDENFORS, U. (2005): *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Mångfotingar. Myriapoda*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala, 352 pp.
- BARBER, A. D. (2008): *Key to the identification of British centipedes*. Field Studies Council Publications, Shrewsbury, UK, 96 pp.
- DADAY, J. (1889): *A magyarországi Myriopodák magánrajza*. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 126 pp.
- DÁNYI L. (2006a): Az öves szkolopendra (*Scolopendra cingulata* Latreille, 1829) első előfordulási adatai a Bakony hegység területéről és újabban felfedezett élőhelyei a Vértesben. *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* 23: 27–31.
- DÁNYI, L. (2006b): On the occurrence of *Lithobius erythrocephalus* C. L. Koch, 1847 and *Lithobius schuleri* Verhoeff, 1925 (Myriapoda: Chilopoda) in Hungary. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 30: 105–113.

- DÁNYI, L. (2006c): Contribution to the Chilopoda fauna of the Maramureş (Romania). *Studia Universitatis „Vasile Goldiş”, Seria Ştiinţele Vieţii* 17: 43–46.
- DÁNYI, L. (2007): *Geophilus oligopus* (Attems, 1895) a species new to the fauna of Romania and to the whole of the Carpathian Mountains. *Schubartiana* 2: 39–48.
- DÁNYI, L. (2008): Review and contribution to the Chilopoda fauna of Maramureş, Romania. *Studia Universitatis Vasile Goldiş, Seria Ştiinţele Vieţii (Life Science Series)* 18: 185–197.
- DÁNYI L. (2009): Magyarország százlábúi (Chilopoda) I. A taxonómiai bélyegek áttekintése. *Állattani Közlemények* 94(1): 29–53
- EASON, E. H. (1964): *Centipedes of the British Isles*. F. Warne and Comp., London–New-York, 294 pp.
- EASON, E. H. (1982): A review of the north-west European species of Lithobiomorpha with a revised key to their identification. *Zoological Journal of the Linnean Society* 74: 9–33.
- IORIO, E. (2010): Les Lithobies et genres voisins de France (Chilopoda, Lithobiomorpha). Révision de plusieurs espèces méconnues et nombreux apports inédits à la connaissance du genre *Lithobius* Leach, 1814. Avec une clé des familles, des genres et de toutes les espèces de l'ordre. *Revue de l'As sociat ion Rous s i l lonnai s e d'Entomologie*, Suppl. 19: 1–104.
- KACZMAREK, J. (1979): *Centipedes (Chilopoda) of Poland*. Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza, Poznan, 100 pp.
- KOREN, A. (1986): *Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 1. Geophilomorpha, Scolopendromorpha*. Carinthia II., Klagenfurt, 87 pp.
- KOREN, A. (1992): *Die Chilopoden-fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 2. Lithobiomorpha*. Carinthia II., Klagenfurt, 139 pp.
- KORSÓS, Z. & DÁNYI, L. (2002): Millipedes (Diplopoda) and centipedes (Chilopoda) of the Fertő-Hanság National Park, Hungary. In: MAHUNKA, S. (ed.): *Fauna of the Fertő-Hanság Nemzeti Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 183–190.
- MATIC, Z. (1966): Clasa Chilopoda, Subclasa Anamorpha. *Fauna Republicii Socialiste România, Bucuresti* 6(1): 1–272.
- MATIC, Z. (1972): Clasa Chilopoda, Subclasa Epimorpha. *Fauna Republicii Socialiste România, Bucuresti* 6(2): 1–224.
- STOEV, P. (2002): *A catalogue and key to the centipedes (Chilopoda) of Bulgaria*. Pensoft Publishers, Series Faunistica, Sofia–Moscow, Vol. 25, 103 pp.

Centipedes (Chilopoda) of Hungary II. Identification key

LÁSZLÓ DÁNYI

Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13., H-1088 Budapest, Hungary. E-mail: danyi@nhmus.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 3–24.

Abstract. The second part of the two-piece series is an illustrated identification key including all the 10 Chilopoda families with 59 species and subspecies known from Hungary. In addition, one further family (Mecistocephalidae) and 7 further taxa expected to occur in Hungary are keyed, such as: *Lithobius calcaratus* C.L. Koch, 1844, *Lithobius pygmaeus* Latzel, 1880, *Lithobius subtilis* Latzel, 1880, *Lithobius tenebrosus setiger* Kaczmarek, 1977, *Dicelloglyphus carniolensis* (C.L. Koch, 1847), *Stenotaenia rhodopensis* (Kaczmarek, 1970), *Geophilus oligopus* (Attems, 1895). Although only having questionable records from Hungary, but with high probability occurring there too, *Henia vesuviana* (Lucas, 1846) and *Lithobius peregrinus* Latzel, 1880 are included as well.

Keywords. Myriapoda, faunistics, taxonomy.

A ponty (*Cyprinus carpio* LINNAEUS) ovariális folyadékának hatása a friss és mélyhűtött pontysperma motilitására

HORVÁTH ÁKOS¹, SONIA MARTÍNEZ PÁRAMO², KOVÁCS ÁKOS ISTVÁN¹,
URBÁNYI BÉLA¹ és PAZ HERRÁEZ³

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Halgazdálkodási Tanszék,
H-2103 Gödöllő, Péter Károly u. 1. E-mail: Horvath.Akos@mkk.szie.hu

²Center for Marine Sciences-CCMAR, University of Algarve, Campus Gambelas, 8005-139 Faro, Portugália

³Departamento de Biología Celular y Anatomía, Universidad de León, Campus de Vegazana,
24071, León, Spanyolország

Összefoglalás. Munkánk során az ovariális folyadék és különböző aktivációs oldatok (desztillált víz, aktiváló oldat, 100% ovariális folyadék, valamint 75, 50 és 25% ovariális folyadék) hatását vizsgáltuk a pontyspermiumok motilitására friss és mélyhűtött spermában. Megfigyeléseink szerint az ovariális folyadék önmagában nem aktiválta a hímivarsejteket, azonban a friss pontysperma motilitását a lehető legmagasabb értéken a legtovább a 75% ovariális folyadék tartotta. A mélyhűtést követően, az eredetileg a pénzes pár (*Thymallus thymallus* LINNAEUS) spermájának mélyhűtéséhez kifejlesztett hígító használatkor kaptuk a magasabb motilitás értékeket, amelyekben szintén megfigyelhető a hígított ovariális folyadék kedvező hatása. A mélyhűtéshez használt hígítóknak azonban nem volt szignifikáns hatásuk a pontyspermiumok életképességére.

Kulcsszavak: ponty, sperma, mélyhűtés, aktiváció, életképesség.

Bevezetés

A külső termékenyítés útján szaporodó csontoshalak spermiumai a herében és az ivari vezetékben mozdulatlanok és a szaporodás közegében, a vízben aktiválódnak. Az édesvízi halfajokban a spermiumok aktivációjának két alapvető módja ismert. A pisztrángfélékben (Salmonidae) a K⁺-ion koncentrációjának csökkenése a felelős a spermiumok aktivációjáért (MORISAWA et al. 1983).

Az édesvízi halfajok nagy részében ezzel szemben a spermiumok aktivációját az ozmolalitás csökkenése váltja ki (MORISAWA 2008). MORISAWA & SUZUKI (1980) kísérletei alapján megállapították, hogy a pontyspermiumok 300 mosmol/kg ozmolalítású mesterséges oldatban (ami megegyezik a szemínális folyadékban mért értékkel) inaktívak maradtak és az őket körülvevő folyadék ozmolalításának csökkenésére a spermiumok aktiválódtak. A kísérletük szerint pontyfajban 150 mosmol-os oldatban voltak a legaktívabbak a spermiumok.

A halak ovariális folyadékának szerepe a termékenyítés során vitatott. Ismert, hogy a pisztrángfélék ovariális folyadéka aktiválja ezen fajok spermiumait (ROSENGRAVE et al. 2009), illetve az is, hogy ebben a közegben a spermiumok tovább mozognak, mint a vízben,

(TURNER & MONTGOMERIE 2002). Irodalmi adatok igazolják, hogy a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus* LINNAEUS) spermáját is aktiválja a faj ikrásainak ovariális folyadék (ELOFSSON et al. 2006). A tengeri fajok közül a hering (*Clupea pallasii* VALENCIENNES), spermiumai tengervízben csak részben aktiválódnak, az összes sejt aktivációjához viszont szükség van az ikrával együtt ürült folyadékokra is, amit a szerzők az ikra felszínéről leváló fehérjéknek tulajdonítottak (MORISAWA 2008).

Pisztrángfélék esetében az ovariális folyadék spermiumokat aktiváló hatása érthető, mivel az ovariális folyadék K^+ -koncentrációja jóval alacsonyabb az aktivációs határértéknél (ROSENGRAVE et al. 2009). A többi említett fajnál, azonban, a magyarázat már nem ilyen egyértelmű. Az ovariális folyadék ozmolalitása tudniillik megegyezik a vérplazma és a szeminális plazma ozmolalitásával, így annak változása nem lehet a spermiumok motilitását aktiváló faktor (ELOFSSON et al. 2006).

A sperma mélyhűtése jelentős károsodásokat eredményezhet a sejtek szerkezetében, motilitásukban és termékenyítő képességükben. A mélyhűtött sperma minőségének előrejelzése igen fontos részét képezi a halsperma-mélyhűtési kísérleteknek szerte a világon (CABRITA et al. 2008). A minőségvizsgálati módszerek közé tartozik a sperma motilitásán kívül a sejtek életképességének meghatározása különböző fluoreszcens festési eljárásokkal.

Vizsgálataink egyik célja az volt, hogy feltárjuk a ponty ovariális folyadékának hatását a spermiumok motilitására mélyhűtés előtt és az után. Másik célunk volt megvizsgálni a mélyhűtés hatását a pontysperma sejtmembránjának épségére és az ezzel kifejezett életképességre.

Anyag és módszer

A kísérleteket Gödöllőn, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet Halgazdálkodási Tanszékén végeztük. A kísérletben használt teljes egyedeket két helyről, a Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaságtól (4 egyed), illetve az Aranyponty Zrt-től (1 egyed) szereztük be. A halakat a kísérlet kezdetéig a Halgazdálkodási Tanszék haltartó rendszerében, 600 literes műanyag kádakban tartottuk.

A halakban a spermiációt hipofízissel indukáltuk, 4mg/testtömeg kg-os dózisban, amelyet 0,65% NaCl oldatban oldottunk fel. A sperma fejését az oltást követően 24 órával végeztük el. A fejés előtt a halakat szegfűszegolaj oldatában bódítottuk el, melynek dózisa 1 csepp volt 1 liter vízben. Az elaltatott egyedeket száraz vászonra fektettük, ivarnyílásukat szárazra töröltük, majd spermájukat a hasoldal masszírozásával 12 ml-es műanyag kémcsövekbe fejtük. A felhasználásig a friss spermát 4 °C-os hőmérsékleten, hűtőszekrényben tároltuk.

Az aktivációhoz használt ovariális folyadékot a Dinnyési Ivadéknevelő Tógazdaságban gyűjtöttük a gazdaság által végzett rutin pontysaporítás során. Az ovariális folyadékot több ikrás egyedtől gyűjtöttük be, ömlesztve, tehát nem egyedi mintaként. Az ovariális folyadékot, Gödöllőre szállítását követően, fagyaszttóban -30 °C-on tároltuk.

A mélyhűtés előtt a mintákat kétféle hígítóval hígítottuk: 1. számú hígító: „pontyhígító” (350 mM glükóz, 30 mM Tris, pH 8,0); 2. számú hígító: „pérhígító” (200 mM glükóz, 40 mM KCl, 30 mM Tris, pH 8,0). Védőanyagként mindkét esetben 10% metanolt használt-

tunk, a hígítási arány 1:9 (1 rész sperma, 1 rész védőanyag, 8 rész hígító) volt. A hígított spermát 5 ml-es műszalmákba töltöttük. A mélyhűtést polisztirol dobozba töltött cseppfolyós nitrogén gőzében végeztük, 3 cm vastag polisztirol kereten. A hűtés ideje 7 perc volt, aminek leteltével a műszalmákat a cseppfolyós nitrogénbe helyeztük majd felolvasztásig abban tároltuk. A mintákat 40 °C-os vízfürdőben olvasztottuk fel 40 másodpercig, ezután a felolvasztott spermát 12 ml-es műanyag kémcsövekbe ürítettük.

A motilitás vizsgálatát mind a mélyhűtött, mind a friss mintákon elvégeztük. A vizsgálat során 1 μ l spermát 20 μ l aktiváló folyadékkal kevertünk össze egy tárgylemezen. A sperma aktiválására használt folyadékok a következők voltak: 1. desztillált víz, 2. aktiváló oldat (45mM NaCl, 5mM KCl, 30mM Tris, pH 8,0) (SAAD & BILLARD 1987), 3. ovariális folyadék, 4. 25% ovariális folyadék – ovariális folyadék és desztillált víz 25:75 arányú keveréke, 5. 50% ovariális folyadék – ovariális folyadék és desztillált víz 50:50 arányú keveréke, 75% ovariális folyadék – ovariális folyadék és desztillált víz 75:25 arányú keveréke.

A pontysperma aktivációjához használt oldatok ozmolalitása a következő volt: desztillált víz: 5 mosmol/kg; aktiváló oldat: 144 mosmol/kg; ovariális folyadék: 290 mosmol/kg; 25% ovariális folyadék 179 mosmol/kg; 50% ovariális folyadék: 217 mosmol/kg; 75% ovariális folyadék: 255 mosmol/kg.

A motilitást Nikon Eclipse E600 fénymikroszkóp segítségével 200 \times nagyításon, sötét látótérben vizsgáltuk. A motilitásnál a mozgó sejtek arányát%-ban becsléssel állapítottuk meg. Az aktivációt követően 4 percig 30 másodpercenként rögzítettük a becsült motilitás értékeket. Az aktiváló oldatok ozmolalitását Advanced Micro-Osmometer 3MO plus fa-gyáspont-csökkenéses ozmométer segítségével határoztuk meg.

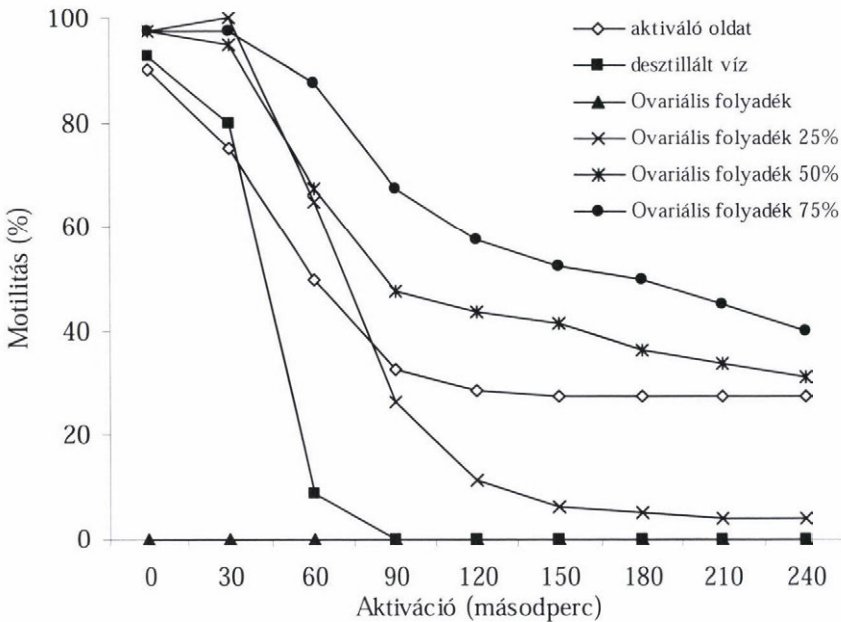
A motilitáson kívül meghatároztuk a spermaminták (friss, illetve a kétféle hígítóval mélyhűtött) életképességét is fluoreszcens élő-halott festéssel. A vizsgálat első lépéseként a spermát 1000-szeresére hígítottuk a mélyhűtéshez is használt hígítóval (friss sperma esetében a pérhígítóval). Ez után az 1 ml hígított spermához 5 μ l dimetil-szulfoxidban feloldott SYBR green membrán-peremeábilis fluoreszcens festéket adtunk, majd 10 percig sötétben inkubáltuk. Az inkubációt követően 5 μ l propidium-jodidot adtunk a hígított spermához, ami csak a sérült sejtmembránon képes áthatolni, tehát az ép membránnal rendelkező sejteket nem festi meg. Ez után is 10 perc inkubáció következett.

A mintákat epi-fluoreszcens megvilágítással, mikroszkóp alatt, 200 \times nagyításon, kék szűrővel vizsgáltuk, melynek gerjesztési hullámhossza 470 nm, emissziós hullámhossza 515 nm volt. A SYBR green festék az ép sejtek DNS-éhez kötődve zöld fluoreszcenciát bocsát ki, míg a propidium-jodid vörös színűre festi a sérült membránnal rendelkező sejteket. A megfestett mintákról digitális felvételt készítettünk és az ImageJ szabad forráskódú kutatói képekezelő szoftver segítségével vizsgáltuk a zöld és vörös fluoreszcenciát kibocsátó sejtek számát. A kétféle sejtek arányával jellemeztük a sperma életképességét.

A mélyhűtésnek a sperma életképességére gyakorolt hatását egyszempontos variancia-analízissel határoztuk meg Tukey-próbát használva utótesztként 5%-os szignifikancia-szint mellett. A statisztikai vizsgálatokat GraphPad Prism for Windows 4.0 szoftver segítségével végeztük.

Eredmények

A friss sperma motilitása az aktivációhoz használt oldattól függően $90\pm7\%$ és $96\pm5\%$ között alakult az aktiváció pillanatában (1. ábra). A hígítatlan ovariális folyadékban nem aktiválódtak a spermiumok. Az aktiváció pillanatában a folyadékok közel azonos mértékben aktiválták a hímivarsejteket, majd az összetételtől függően változott a motilitás, az idő függvényében. Az aktivációt követő fél percben a 25% ovariális folyadék használatakor figyeztük meg a legmagasabb motilitás értéket ($98\pm5\%$), de a többi ovariális folyadékot tartalmazó oldat is ennek az értéknek a közelében alakult. A friss sperma a 75% ovariális folyadékban tartotta meg legtovább a legmagasabb motilitás értéket, ami még 4 percnél is $40\pm14\%$ volt.



1. ábra. A frissen fejt pontysperma motilitásának alakulása különböző aktivációs oldatok jelenlétében. Az adatpontok átlagértékeket jelölnek ($n=5$).

Figure 1. Changes in the motility of fresh common carp sperm during activation with different activating agents. Data are expressed as means ($n=5$).

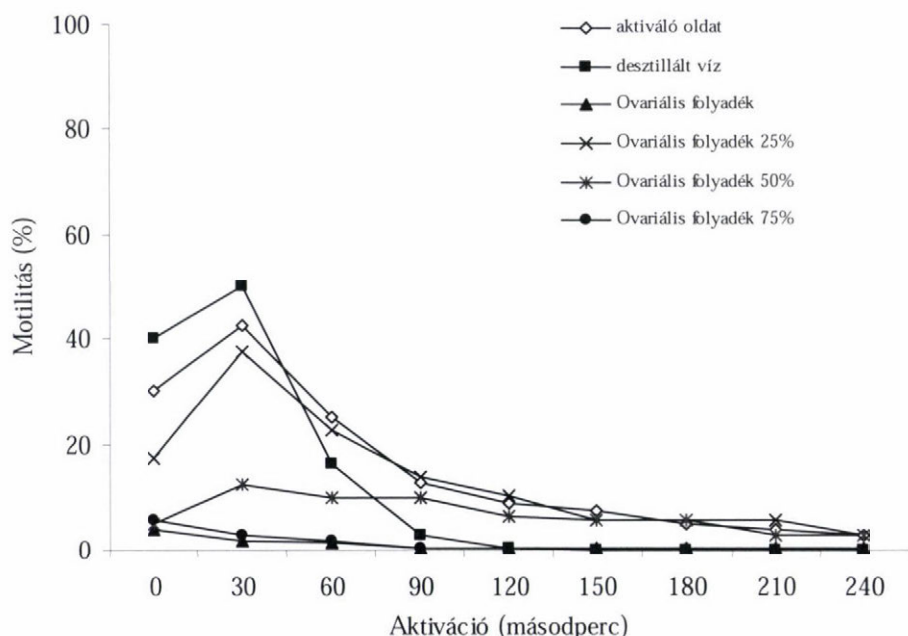
Pontyhígítóval mélyhűtött spermában (2. ábra) gyengébb motilitási eredményeket kaptunk, mint a friss sperma használatakor. A legmagasabb motilitás értéket itt is az aktiváció után 30 másodperccel, de a tiszta desztillált vízzel értük el. Az 25% ovariális folyadék és az aktiváló oldat nagyon hasonló eredményt mutatott. A friss spermánál a mozgó sejtek legnagyobb arányát legtovább megőrző 75% ovariális folyadék itt a leggyengébb eredményt ad-

ta, hiszen csak a spermiumok $6\pm 10\%$ -át aktiválta. Két perc után a másik két ovarialis folyadékot tartalmazó elegy, és az aktiváló oldat egymáshoz képest nem mutatott jelentős különbséget.

A pérhígítóval mélyhűtött sperma motilitási értékei (3. ábra) magasabbak voltak, mint pontyhígító használatakor. A legmagasabb értéket ebben az esetben az aktiváció pillanatában kaptuk. A desztillált víz $75\pm 6\%$ motilitást eredményezett, amit követett az aktiváló oldat $73\pm 5\%$ -ával.

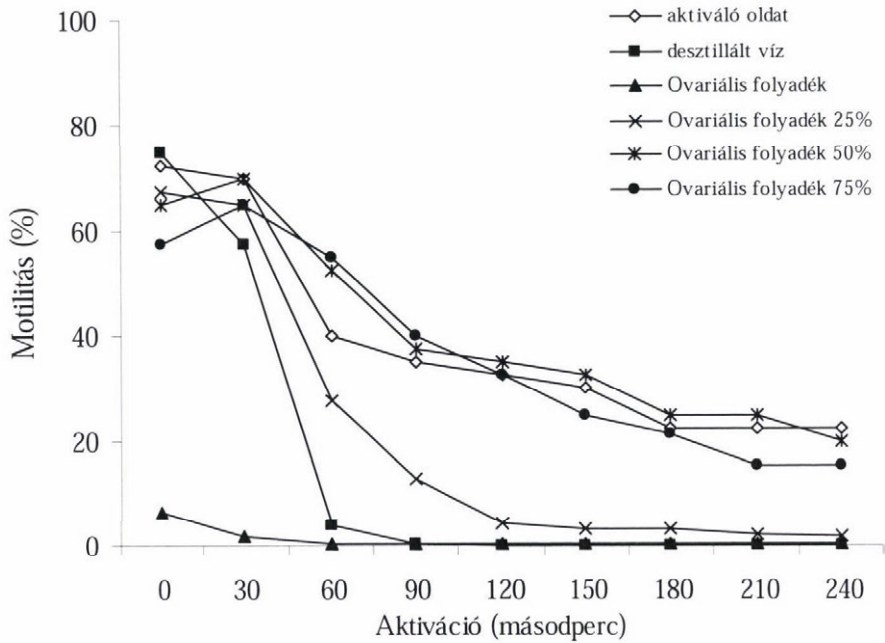
Amellett hogy a pérhígító használatánál is a desztillált víz adta a legmagasabb motilitási értéket, a sejtek ebben mozogtak a legrövidebb ideig. Az idő függvényében vizsgálva a motilitást, a leggyengébb eredményt a 25% ovarialis folyadék adta csakúgy, mint a friss spermával végzett kísérletnél. Négy perc elteltével az aktiváló oldat és az 50% ovarialis folyadék 23 ± 13 , és $20\pm 0\%$ -on tartotta fenn a motilitást.

A mélyhűtött sperma életképessége felolvasztás után közel egyforma volt mind a pérhígító ($60\pm 10\%$), mind pontyhígító ($60\pm 13\%$) használata mellett. A kontrollként használt friss sperma életképessége pedig $97 \pm 2\%$ volt (4. ábra). A friss és mélyhűtött sperma életképessége között statisztikailag szignifikáns eltérés volt (mindkét hígító esetében $P < 0,001$).



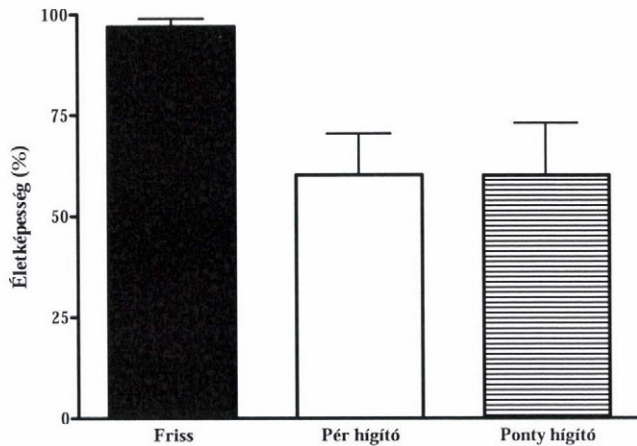
2. ábra. A pontyhígító jelenlétében mélyhűtött pontysperma motilitásának alakulása különböző aktivációs oldatok jelenlétében. Az adatpontok átlagértékeket jelölnek ($n=4$).

Figure 2. Changes in the motility of common carp sperm cryopreserved in a carp extender during activation with different activating agents. Data are expressed as means ($n=4$).



3. ábra. A pérhígító jelenlétében mélyhűtött pontysperma motilitásának alakulása különböző aktivációs oldatok jelenlétében. Az adatpontok átlagértékeket jelölnek (n=4).

Figure 3. Changes in the motility of common carp sperm cryopreserved in a grayling extender during activation with different activating agents. Data are expressed as means (n=4).



4. ábra. A friss, illetve a ponty- és pérhígítók jelenlétében mélyhűtött pontysperma életképessége. Az adatok átlag ± szórás értékeket jelölnek (friss: n=5, mélyhűtött: n=4).

Figure 4. Viability of fresh common carp sperm, as well as of that cryopreserved in the presence of carp or grayling extenders. Data are expressed as mean ± SD (fresh sperm: n=5, cryopreserved sperm: n=4).

Értékelés

A kísérletben vizsgált, aktiválásra használt folyadékok közül minden esetben a desztillált víz adta a legmagasabb kiindulási motilitás értékeket. A jelenség a spermiumok aktiválódásával magyarázható. A desztillált vízben aktivált spermiumokat éri a legerősebb hipoozmotikus sokk, mivel a ponty hímivarsejtjei a 300 mosmol/kg-os szeminális folyadékból az 5 mosmol/kg-os folyadékba kerülnek. Továbbá minden esetben megállapítható, hogy a desztillált víz csak kb. 90 másodpercig volt képes a motilitás fenntartására.

Ezt a pontyspermával kapcsolatos közismert megfigyelést többek között a sejtek flagellumában végbemenő morfológiai elváltozásokkal és a spermiumok ATP-szintjének jelentős csökkenésével (BILLARD et al. 1995), illetve a spermiumok jelentős duzzadásával magyarázzák, ami szintén a hipoozmotikus környezet eredménye (PERCHEC POUPARD et al. 1997).

Sokkal érdekesebb megfigyelés, hogy az ovariális folyadék önmagában nem, de hígítva a spermiumokat nem csak aktiválta, hanem a motilitásukat hosszú ideig igen magas értéken tudta tartani. A folyamat szaporodásbiológiai szempontból indokolt: a szervezet biztosítani akarja, hogy a spermiumok eljussanak az ikraszemekig, amit a mozgási idejük meghosszabbításával is megpróbálhat elérni. Az is érthető, hogy íváskor a halak nem egyszerűen a vízbe ürítik az ivarterméküket.

A tejes hal az ikra, az ovariális folyadék és a környező víz keverékére üríti a spermáját, tehát az ovariális folyadéknak szerepe lehet a termékenyítésben. Nem világos azonban, hogy miért nem aktiválja az ovariális folyadék önmagában a spermiumokat, ahogyan azt a tuskés pikó esetében teszi (ELOFFSON et al. 2006). Mindenesetre a tény, hogy a 75%-os ovariális folyadék már igen intenzív aktivációt eredményezett a friss spermában, arra utal, hogy az ozmolalításon kívül más faktorok is szerepet játszanak a spermiumok aktivációjában, mivel a 75% ovariális folyadékban mért ozmolalitás (255 mosmol/kg) magasabb a más szerzők által megfigyelt aktivációs határértéknél (200 mosmol/kg) (PERCHEC POUPARD et al. 1997).

A két hígító összehasonlítása során megállapíthatjuk, hogy a pérhígító jobban megfelelt a mélyhűtésre, mint az eredetileg a ponty spermájára kifejlesztett pontyhígító (HORVÁTH et al. 2003). A friss spermával kapott értékektől természetesen elmaradnak a pérhígítóval kapott eredmények, de ez a fagyasztás során jelentkező veszteségeknek tudható be. Továbbá, ennél a hígítónál figyelhető meg a legnagyobb hasonlóság a friss spermamintákhoz képest, a motilitás értékekben és azoknak időbeli változásában egyaránt.

Az életképesség vizsgálatának eredményei nem támasztják alá a motilitás eredményeket, ami arra utal, hogy a sejtek mindkét hígítóban ugyanolyan mértékű védelmet kapnak a fagyás károsító hatásai ellen, ám a sejtek mozgását befolyásoló tényezők a pérhígító esetében kedvezőbbek.

Köszönetnyilvánítás. A munka a Nemzeti Kutatási és Technológiai Hivatal, valamint az ESP-16/2006 számú Magyar-Spanyol Tét pályázat támogatásával jött létre.

Irodalomjegyzék

- BILLARD, R., COSSON, J., PERCHEC, G. & LINHART, O. (1995): Biology of sperm and artificial reproduction in carp. *Aquaculture* 129: 95–112.
- CABRITA, E., ROBLES, V. & HERRÁEZ, P. (2008): Sperm quality assessment. In: CABRITA, E., ROBLES, V. & HERRÁEZ, P. (eds.): *Methods in reproductive aquaculture: marine and freshwater species*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, pp. 93–147.
- ELOFSSON, H., VAN LOOK, K. J. W., SUNDELL, K., SUNDH, H. & BORG, B. (2006): Stickleback sperm saved by salt in ovarian fluid. *Journal of Experimental Biology* 209: 4230–4237.
- HORVÁTH Á., MISKOLCZI E. & URBÁNYI B. (2003): Cryopreservation of common carp sperm. *Aquatic Living Resources* 16: 457–460.
- MORISAWA, M. (2008): Adaptation and strategy for fertilization in the sperm of teleost fish. *Journal of Applied Ichthyology* 24: 362–370.
- MORISAWA, M. & SUZUKI, K. (1980): Osmolality and potassium ions: their role in initiation of sperm motility in teleosts. *Science* 210: 1145–1147.
- MORISAWA, M., SUZUKI, K., SHIMIZU, H., MORISAWA, S. & YASUDA, K. (1983): Effects of osmolality and potassium on motility of spermatozoa from freshwater cyprinid fishes. *Journal of Experimental Biology* 107: 95–103.
- PERCHEC POUPARD, G., GATTI, J. L., COSSON, J., JEULIN, C., FIERVILLE, F. & BILLARD, R. (1997): Effects of extracellular environment on the osmotic signal transduction involved in activation of motility of carp spermatozoa. *Journal of Reproduction and Fertility* 110: 315–327.
- ROSENGRAVE, P., TAYLOR, H., MONTGOMERIE, R., METCALF, V., MCBRIDE, K. & GEMMELL, N. J. (2009): Chemical composition of seminal and ovarian fluids of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and their effects on sperm motility traits. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A* 152: 123–129.
- SAAD, A. & BILLARD, R. (1987): Spermatozoa production and volume of semen collected after hormonal stimulation in the carp, *Cyprinus carpio*. *Aquaculture* 65: 67–77.
- TURNER, E. & MONTGOMERIE, R. (2002): Ovarian fluid enhances sperm movement in Arctic charr. *Journal of Fish Biology* 60: 1570–1579.

Effect of ovarian fluid on the motility of fresh and cryopreserved sperm of the common carp (*Cyprinus carpio* LINNAEUS)

ÁKOS HORVÁTH¹, SONIA MARTÍNEZ PÁRAMO², ÁKOS ISTVÁN KOVÁCS¹, BÉLA URBÁNYI¹
& PAZ HERRÁEZ³

¹ Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department of Aquaculture ,
Páter Károly u. 1, H-2103 Gödöllő, Hungary E-mail: Horvath.Akos@mkk.szie.hu

²Center for Marine Sciences-CCMAR, University of Algarve, Campus Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal

³Departamento de Biología Celular y Anatomía, Universidad de León, Campus de Vegazana, 24071, León, Spain

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 25–33.

Abstract. The objective of this study was to investigate the effect of ovarian fluid and other activating agents (distilled water, activating solution, 100% ovarian fluid as well as 75, 50, and 25% ovarian fluid) on the motility of fresh and cryopreserved common carp sperm. According to the observations, ovarian fluid *per se* does not activate carp spermatozoa, however, 75% dilution of ovarian fluid maintained high motility rates for the longest time. In cryopreserved sperm, the highest motility values were observed when an extender originally developed for grayling sperm was used. The beneficial effect of ovarian fluid on some motility values was also observed in cryopreserved sperm. Extenders used for cryopreservation did not have a significant effect on the viability of common carp sperm.

Keywords: carp, sperm, cryopreservation, activation, viability.

A magyarországi fauna kipusztult szöcskeóriása: a tuskéslábú pozsgóc (*Bradyporus dasypus*). Összefoglaló a faj biológiájáról, a tartásáról és visszatelepítésének lehetőségeiről

KOLICS BALÁZS¹, ZILAY TAMÁS², DRAGAN CHOBANOV³, KOLICS-HORVÁTH ÉVA⁴
és MÜLLER TAMÁS⁵

¹ Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Állattudományi és Állattenyésztési Tanszék,
H-8360 Keszthely, Deák F. u. 16. E-mail: bkolics@gmail.com

² 4028 Debrecen, Laktanya u. 38.

³ Bulgarian Academy of Sciences, Institute of Zoology, Tsar Osvoboditel Boulevard 1, 1000 Sofia, Bulgária

⁴ Keszthely Város Önkormányzata, Polgármesteri Hivatal, H-8360 Keszthely, Fő tér 1.

⁵ Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Halgazdálkodási Tanszék, H-2103Cödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: muller.tamas@mkk.szie.hu

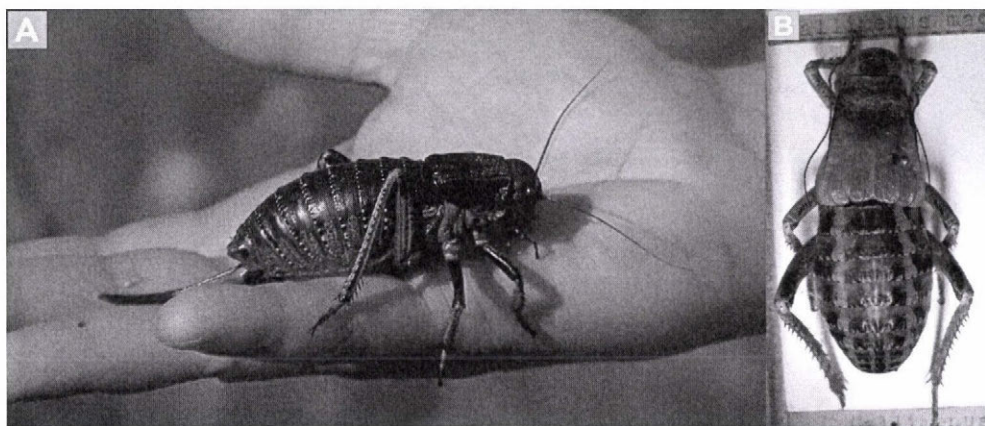
Összefoglalás. A *Bradyporus dasypus* (ILLIGER, 1800) faj a Kárpát-medence faunájának irodalmi források és múzeumi példányok tanúsága szerint egykor volt tagja, nemének egyetlen képviselője. A feltűnő nagyságú és megjelenésű szöcskefaj elterjedési centruma a Balkán keleti felén található, ám areája visszaszorulóban van, a faj védetté nyilvánítása rövid időn belül várható. Ezt támasztja alá a romániai populációk helyi védetté nyilvánítása, valamint a számos közel rokon faj védett és fokozottan védett státusza. Munkánk célja a faj biológiájára vonatkozó ismeretek lehető legteljesebb összegzése volt, kiegészítve saját nevelési és keltetési adatokkal. Jövőbeni célunk a faj magyarországi visszatelepítésének megalapozása.

Kulcsszavak: *Bradyporus dasypus*, *Callimenus macrogaster macrogaster*, tuskéslábú pozsgóc, visszatelepítés, Kárpát-medence, elterjedés, életciklus, életmód.

Bevezetés

A Bradyporinae alcsalád képviselői Euráziában és Afrikai északi területein élnek (az *Ephippiger tropicalis* fajt kivételével) (EADES & OTTE 2010). A Kárpát-medencében jelenleg csupán egyetlen élő képviselőjük ismert, a nyerges szöcske (*Ephippiger ephippiger*). Irodalmi adatok (FRIVALDSZKY I. 1865, FRIVALDSZKY J. 1867, PUNGUR 1918) és múzeumi példányok alapján azonban egy további faj élt itt: a *Bradyporus dasypus*, a *Bradyporus* genusz egyetlen ismert képviselője. Magyar elnevezése a nyelvújítás korából származik; FRIVALDSZKY IMRE (1865) „tuskéslábú Pozsgóc” megnevezéssel említi az akkor még *Callimenus dasypus* ILLIGER, 1800 tudományos néven szereplő fajt. Számos szinonim elnevezése alapján lehető csak fel a korai irodalmi forrásokban: *Locusta dasypus* ILLIGER, 1800, *Dinarchus dasypus* ILLIGER, 1800, *Derallimus armadillo armadillo* THUNBERG, 1815, *Bradyporus armadillo* THUNBERG, 1815, *Bradyporus mocsaryi* KUTHY, 1910. A pozsgóc Európa egyik legnagyobb termetű egyenesszárnyú rovarfaja, mérete (♂: 40–58 mm, ♀: 46–60 mm, LEMONNIER et al. 2009), az általunk nevelt legnagyobb hím példány testhossza: 75 mm, pronotum hossza: 21

mm) és testtömege (30 g, KAY 2007) a házi egérével vetekszik. Jellemző habitusa (1/A ábra), és – az egyenesszárnyúak esetében nagyon ritka – bronzfényű potroh- és torlemezek alapján könnyen felismerhető. Jelenlétét ugyancsak hamar elárulja a hímek rendkívül hangos hívóéneke is. Az egykor rovarfaunánk különlegességének számító pozsgóc a Kárpát-medencéből bizonyosan kipusztultnak tekinthető, jelenlétét több mint egy évszázada nem erősítették meg. Utolsó észlelése Magyarországon 1850–60 tájkára tehető (NAGY 2005).



1. ábra. A: *Bradyporus dasypus* (♀); B: *Callimenus macrogaster macrogaster* (♂) (fotó: Kolics B.).

Figure 1. A: *Bradyporus dasypus* (♀); B: *Callimenus macrogaster macrogaster* (♂) (photo: Kolics, B.).

A *Callimenus* fajoktól a *B. dasypus* faj morfológiailag jól megkülönböztethető (1/B ábra). A *Bradyporus* tojócsőve 30 mm-nél hosszabb és nem fogazott. A *pronotum* oldalszegélye nem ér végig annak teljes hosszán, az utolsó egyharmadában eltűnik. A hím *cercus* belső oldalán lévő fog a *cercus* közepén található. A *Callimenus* fajok tojócsőve 20 mm-nél rövidebb és fogazott annak csúcsi, alsó felén. A *pronotum* oldalszegélye kifejezett, jól megfigyelhető a *pronotum* teljes hosszán. A hím *cercus* belső oldalán lévő fog a csúcsi részhez közel helyezkedik el (HARZ 1969, KIS 1962, KIS 1976).

Eddig magyar nyelvű összefoglaló közlemény nem tárgyalta részletesen a faj biológiáját, így nem rendelkezünk adatokkal többek között magyarországi életciklusáról, fejlődésmenetéről, valamint nem tudható az sem, milyen ökológiai szerepe lehetett egykori élőhelyén.

Munkánk során a fajjal kapcsolatos ismereteket kívántuk összefoglalni, az irodalmi adatok lehető legteljesebb áttekintésével, a faj elterjedésére, biológiájára vonatkozóan. Saját nevelési adatainkkal egészítettük ki a tartástechnológiára, valamint a diapauza feloldására vonatkozó ismereteket.

Mindezen adatok összegzésével a faj Magyarországra történő visszatelepítését kívánjuk megalapozni.

Anyag és módszer

A *B. dasytus* fajból összesen 11, a *Callimenus macrogaster macrogaster* alfajból pedig 1 példányt gyűjtöttünk, három expedíció során. Ebből 8 példányt (3 ♀ és 5 ♂) gyűjtöttünk 2006-ban és 2008-ban Bulgáriában, (Plevun, Keleti-Rhodope hg., Surta-hegyhát, É 41° 27'; K 26° 00'). További 3 példány (2 ♀, 1 ♂) 2008-ban Görögországban (Kastraki, Meteora, É 39°42'; K 21°36') került begyűjtésre szaporítás céljából. A *C. m. macrogaster* 1 hím példányát 2008-ban Bulgáriában (Plevun, Keleti-Rhodope hg., Surta-hegyhát, É 41° 27'; K 26° 02') gyűjtöttük be.

A sikeres kopulációt követő mesterséges és természetes keltetéseket a fenti nőstények (n=5) által lerakott tojásokon vizsgáltuk; a mesterséges keltetés esetében összesen 50 tojás. A tojásokat nedves tőzegbe, 4 cm mélyen helyeztük el. A következő kezelési hőmérsékletet alkalmaztuk a tojásokon: 30°C 130 nap, majd 2°C 101 nap, végül 8°C 40 nap. Az egyes kezelések között 10 nap fokozatos hőmérsékleti átmenetet biztosítottunk. Ez egy korábbi kísérletünkhöz képest (KOLICS et al. 2008) a hibernálási kezelés tekintetében különbözött (korábbi, a tojás-diapauza feloldására tett kísérletünkben a tojásokat 10°C-on 101 napig tartottuk).

A fennmaradó mintegy 330 tojást az évszakoknak megfelelő hőmérsékleti tartományban tartottuk, a novembertől márciusig tartó időszakról eltekintve: ekkor a tojásokat nagyobb fagyoktól kímélendő -5°C és 10°C között tartottuk.

A hangtani vizsgálatokban a *B. dasytus* 2 példányát, illetve a *C. m. macrogaster* 1 példányát vizsgáltuk. A hangfelvételek a Pannon Egyetem Georgikon Karán (Keszthely) készültek. A hangot Audio-technika AT 831B kondenzátoros mikrofonnal rögzítettük. A kapott jelet Tascam M216 típusú erősítőn és Muse 5.1 típusú hangkártján keresztül továbbítottuk a számítógépre. A kapott jel oszcillogramját Adobe Audition 1.5 (Trial version) programmal vizsgáltuk.

Elterjedés

A *B. dasytus* faj géncentruma a Balkán-félsziget keleti területein van. Populációi legnagyobb sűrűséggel a Várna–Thesszaloniki tengely mentén találhatók. Legdélebbi előfordulása Görögországban, Larisa és Trikala települések vonalában ismeretes (2. ábra).

Irodalmi adatok a legészakibb előfordulását Moldva észak-keleti részén (IORGU 2009), illetve Magyarországon (FRIVALDSZKY I. 1865, FRIVALDSZKY J. 1867, PUNGUR 1918) említik. Előbbi területről IORGU (2009) szerint nemrég kipusztult, utoljára 1980-ban észlelték (MINDRU 1980). Magyarországon a posztglaciális több populációja is ismeretes volt, melyek a következők: Budai-hegység: Sváb-hegy (FRIVALDSZKY I. 1865, FRIVALDSZKY J. 1867, PUNGUR 1918), Farkasvölgy (FRIVALDSZKY I. 1865, FRIVALDSZKY J. 1867), Alföld: Pusztapészér (= Kunpeszér) (FRIVALDSZKY I. 1865, PUNGUR 1918). A Kárpát-medencében ezen kívül egy délvidéki (Vajdaság) élőhelye (NAGY 2005) volt még.

A faj areája egyértelműen visszahúzódóban van; jelenlegi legészakibb elterjedési határa már a romániai Olténiában és Észak-Dobrudzsában, valamint Szerbia déli területén található (2. ábra).



2. ábra. A *Bradyporus dasypus* elterjedési területe (Kolics B. összeállítása).

Figure 2. Distribution map of *Bradyporus dasypus* (compiled by Kolics, B.).

(FRIVALDSZKY I. 1865, FRIVALDSZKY J. 1867, KALTENBACH 1967, KLAFALEK 1895, KOVACHEV 1905, NEDELKOV 1907, NEDELKOV 1908, NEDELKOV 1909, PUNGUR 1918, BURR et al. 1923, MÜLLER 1933, BURESH & PESHEV 1958, BUNESCU 1959, KARAMAN 1961, VASILIU 1961, KIS 1962, PESHEV 1962, PESHEV & MARAN 1963, PESHEV 1964, HARZ 1969, KARABAG et al. 1971, PESHEV 1974, PESHEV & DJINGOVA 1974, PESHEV 1975, WILLEMSE 1984, POPOV & CHOBANOV 2004, NAGY 2005, IORGU 2009, LEMONNIER et al. 2009, alapján / based on literature above) (dark grey = existing populations; horizontally lined = dubious occurrence; checked = extinct)

A pozsgócot egyetlen ország Vörös Könyve sem említi, ugyanakkor védetté nyilvánítása várható a közeljövőben: Romániában helyileg már védetté nyilvánították a Măcin Nemzeti Parkban (Dobruzsza, Románia) ahol a nemzeti park Vörös Könyvében szerepel (TÖRÖK et al. 2006). Ezen túlmenően veszélyeztetett fajként tartják számon a közel rokon *Callimenus macrogaster longicollis* fajjal együtt (POPESCU & DAVIDEANU 2009).

Élőhely

A pozsgóc állományai megtalálhatók mind sík-, mind hegyvidéki területeken. Akár 1650 m-es magasságig is előfordulhat a mediterráneum déli részén (REINHOLD, K. szóbeli közlése in LEMONNIER et al. 2009). A faj élőhelyét többnyire félig nyílt biotópokban, magasfüves réteken, bokrokkal tűzdelt kopár réteken (személyes megfigyelés és LEMONNIER et al. 2009), erdős sztyepp területeken IORGU (2009) találjuk meg. A bokrok vagy a gazdag aljnövényzet az állat rejtőzködésében nagy szerepet játszik. Romániai (dobruzsai) élőhelyein többek között a kö-

vetkező növényekkel (*Quercus pedunculiflora*^{*1}, *Fraxinus angustifolia*⁺, *Cotinus coggygria*⁺, *Cerasus mahaleb*⁺, *Poa bulbosa*⁺, *Festuca pseudovina*⁺, *Paeonia peregrina* v. *romanica*^{*}, *Stipa capillata*⁺, *S. lessingiana*^{*}, *Silene cserei*^{*}, *Centaurea tenuifolia*^{*}, *Euphorbia nicaeensis*^{*}) és egyenesszárnyúfajokkal (*Phaneroptera nana*⁺, *Isophya modesta*⁺, *Conocephalus hastatus*^{*}, *Ephippiger ephippiger*⁺, *Oecanthus pellucens*⁺, *Chorthippus brunneus*⁺, *Chorthippus loratus*^{*}, *Onconotus servillei*[°], *Bucephaloptera bucephala*^{*}) él együtt (IORGU 2009).

Saját megfigyeléseink szerint ezeken kívül *Saga*-fajokkal (*S. natoliae*, *S. rammei*, *S. campbelli gracilis*) azonos élőhelyen találtuk a *B. dasypus* példányait.

Vannak gyűjtési adatok a *B. dasypus*, valamint a *Callimenus* genusz két fájának együttes előfordulásáról. Így Görögországban a *Callimenus oniscus* fajjal (WILLEMSE személyes közlése in LEMONNIER et al. 2009), valamint Romániában a *C. m. longicollis* alfajjal fordul elő együtt (KIS 1962). Továbbá Bulgáriából (Devnya, ÉK-Dobrudzsa, NEDELKOV 1909, MÜLLER 1933) és Szerbia északkelti részéről is jelezték a két nem együttes előfordulását. LEMONNIER et al. (2009) szerint kérdéses lehet, hogy a hasonló elterjedés a *Bradyporus* és *Callimenus* fajok esetében valóban azonos élőhelyet jelentenek-e. Viszont NEDELKOV (1909) a két nem egy-egy képviselőjét azonos biotópban, egy bokornak ugyanazon ágán találta meg.

Életmód

A *B. dasypus* kelése a déli, melegebb élőhelyeken már február végén bekövetkezik, az első imágók pedig májusban jelennek meg (CHOBANOV szóbeli közlése cit. LEMONNIER et al. 2009). Dobrudzsa északi részén (Románia), jelenlegi elterjedésének északi határán a pozsgóc egyedei márciusban kelnek, imágóvá május végén, júniusban vedlenek, július végére azonban számuk már jelentősen lecsökken (KIS 1962). Az utolsó imágókat augusztus végéig lehet megtalálni (IORGU 2009). Az északabbi területek magasabban fekvő (1100–1300 m tfsz.) állományaiban a kelés akár májusig is elhúzódhat, imágó példányokat pedig még szeptember végén is lehet találni (LEMONNIER et al. 2009). Saját megfigyelés szerint az imágók élettartama $52,3 \pm 2,3$ nap. A lerakott tojások mennyisége 100 tojás/egyed felett volt, átlagos imágó élethossz (2–3 hónap) esetén.

A kikelt egyedek mindig hat vedlést követően fejlődnek imágóvá (ZILAY 2005, LEMONNIER et al. 2009, saját megfigyelés). HARZ (1986, 1987) és LEMONNIER et al. (2009) szerint a pozsgóc vegyes táplálkozású. IORGU (2009) növényevőként említi a fajt. A frissen kikelt egyedek táplálkozásukat csak 2–3 nap elteltével kezdik meg; valószínűleg ennek tudható be, hogy az első lárvastádium valamivel hosszabb a többinél (7. ábra). A növények közül HARZ (1987) szerint a következőket fogadja el: *Cirsium arvense*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*, *Lactuca sativa*, *Sonchus arvensis*, *Raphanus sativus*, *Aegopodium podagraria*; megfigyeléseink szerint elfogadja még az *Allium schoenoprasum*-ot és a felkínált gyümölcsöket is. LEMONNIER et al. (2009) szerint állati táplálék híján az egyedeknél 40–60% lárvakori mortalitás tapasztalható, legszembetűnőbben a vedlések alkalmával.

¹ *: Magyarországon is előfordul; *: Magyarországon nem él; °: Magyarországról kipusztult

Saját tartású (egészséges) példányokat sikerült azonban kizárólag növényi táplálékon is felnevelnünk. Emellett volt olyan csoport is, melyben összesen 20 egyedet virágporon, *Taraxacum officinale* leveleken és virágon neveltünk ($t=20-25^{\circ}\text{C}$, 14h/10h fény, illetve sötét periódus mellett). Ezen állatok egyike sem érte el a fajra jellemző imágókori méretet, továbbá – bár az egyedek normális párosodási viselkedést mutattak – a kopuláció viszont sikertelennek bizonyult.

Az állati eredetű táplálék hiánya a kannibalizmus fokozódásával járhat. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy ez a megfelelő feltételek esetén is jellemző tulajdonsága a fajnak: már L_1 korban is megfigyelhető, hogy az állatok időnként üldözőbe veszik társaikat. Az alapvetően azonban félnék természetű állatok kezdetben csak esetenkénti harapásokkal gyengítik fajtársaikat. Teljes elfogyasztás csak az ellenállást nem tanúsító egyedek esetében történik, ezért legnagyobb számban vedlések alkalmával gyérül kannibalizmus által az állomány. A kannibalizmus során tapasztalt viselkedéstől némileg eltér a prédaszerzés. A rágók elé csipesszel felkínált, frissen elölt zsákmányállatra inkább védekező reakciót adnak a pozsgóclárvák. Ritkán belemarnak, ám az esetek többségében otthagyják és menekülésbe kezdenek. Szinte kizárólag a teljesen zavartalan, az állat által fellelt prédaszerzés eredményes, ez esetben is kimondottan kerülnek az élénk mozgású rovarokat.

Bár az imágó rágói erőteljesebb – védekezés során harapásukkal sebet ejthetnek az emberi bőrön is –, kifejezett ragadozó magatartás nem tapasztalható, szemben más vegyes táplálkozású egyenesszárnyúakkal (pl. *Tettigonia* spp.). Védekezési reakciójuk jellegzetessége, hogy képesek nagyobb mennyiségű *haemolymphá*-t a támadóra fröcskölni a kutikula pórusaiból. Ezt legnagyobb mennyiségben a *pronotum* alatt elhelyezkedő *haemolymph*-üregben halmozzák fel (IORGU 2009). Bőrirritációt emberen e fajnál eddig nem tapasztaltak, és a *haemolymph* hatásmechanizmus sem ismert a védekezés során.

A *B. dasypus* faj esetében mind a hímek, mind pedig a nőstények képesek hangadásra, jóllehet ez az utóbbiak esetében csak alig hallható, rövid, kattanó hangot jelent.

A hímek hívóéneke jól hallható, hangerejét tekintve eléri a *Tettigonia viridissima* fajét is. A faj énekével kapcsolatosan leírásokat HARZ (1987), HELLER (1988), IORGU (2009) és LEMONNIER et al. (2009) közöltek. A mintegy 5 mm széles ciripelőcsapsor HELLER (1988) szerint 80, IORGU (2009) szerint 70–75 ciripelőcsapot számlál, továbbá még néhány rendezetlenül elhelyezkedő csap található a csapsor csúcsi részén. Az ének egy hosszú *syllabus* sorozat, melynek hossza HELLER (1988) és LEMONNIER et al. (2009) szerint 30–60 sec között változik. A *syllabus*-ok frekvenciája 40 *syllabus*/sec (40Hz) (IORGU 2009, LEMONNIER et al. 2009), a *syllabus* hossza 0,2 msec, melyet 5 msec szünet követ, azaz a *syllabus* ismétlési ráta 0,25 msec.

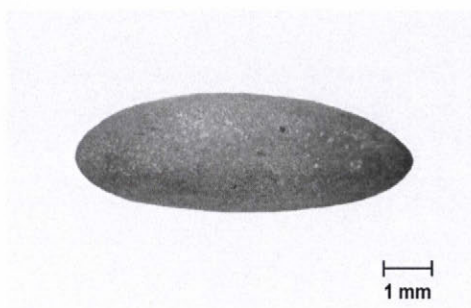
Méréseink ettől némileg eltérő értékeket mutattak, a következő értékekkel: énekhossz: $29,7 \pm 15,73$ sec; *syllabus*-ok frekvenciája: 53 *syllabus*/sec (53 Hz) $25,5^{\circ}\text{C}$ -on, $n=2$; *syllabus* ismétlési ráta: 0,19 msec). Mivel a fent idézett szerzők hőmérsékleti adatokat nem közöltek, így az adatok teljes mértékben nem összevethetők. Mindazonáltal HELLER (1988) szerint a *syllabus*-frekvencia 35 Hz ($t > 24^{\circ}\text{C}$) és 58 Hz ($t = 28^{\circ}\text{C}$) *syllabus*/sec között változik, mely ezt a különbséget már megmagyarázza.

Az általunk vizsgált közel rokon alfaj – a pozsgóccal azonos alcsaládba (Bradyorini-ae), de nem azonos tribuszba sorolt (EADES & OTTE 2010) – *C. m. macrogaster* hívóéneke szabad füllel nagyon hasonló, oscillogram-felvételen azonban már különbségeket mu-

tat. Hiányoznak hívóénekéből az utolsó kisebb amplitúdójú *syllabus*-ok, valamint különbségek fedezhetők fel a fenti hangtani paraméterekben is: énekhossz: 172,35 sec; *syllabus*-ok frekvenciája: 63 *syllabus*/sec, *syllabus*-ok hossza: 7 msec, melyet 11 msec szünet követ; *syllabus* ismétlési ráta: 23 msec, ($n=1\sigma$, 25,5°C-on). Mindazonáltal e faj éneke és a *B. dasyus* éneke között nagyobb a hasonlóság, mint a pozsgóc, és a vele egy tribuszba (*Bradyporini*) tartozó *Pycnogaster inermis* éneke között, mely különbség szabad füllel is nyilvánvaló.

A *B. dasyus* kromoszómaszáma WARCHALOWSKA et al. (1998) szerint $2n=27 \times (\sigma)$ nemi kromoszómák: XX (σ) X0 (σ); Bulgáriából származó példányokon; újabb eredmények (LEMONNIER et al. 2009), görögországi példányokon $2n=35(\sigma)$ ($n=17+X$) kromoszómaszámot mutattak ki. A különbség oka 8 úgynevezett B-kromoszóma kimutatása volt. E kromoszómák a pozsgócban meiotikusan nem stabilak, nagy számú jelenlétük fenotípusosan észlelhető, ám hatásuk megmutatkozik az embrionális és posztembrionális fejlődés lassításában (HARVEY & HEWITT 1979, JONES & REES 1982). A faj kromoszómakészletében jelen lévő, úgynevezett B-kromoszómák jelenléte LEMONNIER et al. (2009) szerint a reprodukciós fitness csökkenésének egyik tényezője lehet.

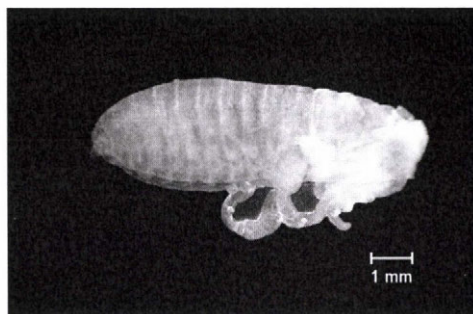
A pozsgóc tojása ovális alakú, feltűnő nagyságú, szárazon halványszürke, nedvesen sárgásbarna, átlátszatlan tojásburokkal (*chorion*) rendelkezik (3. ábra), a hasonló méretű egyenesszárnyúfajokhoz (pl. *Saga*-fajok) képest valamivel kisebbek. A frissen lerakott tojás hossz- és keresztmetszete méréseink szerint rendre: $6,6\pm0,03$ mm és $2,25\pm0,08$ mm ($n=20$). Tojásai LEMONNIER et al. (2009) szerint két év elteltével kelnek ki, azonban a diapauza maximális időtartamáról és variációiról nem állnak rendelkezésre megfigyelések. A teljes embriót tartalmazó tojás jellemző keresztmetszete méréseink szerint megnövekszik: $2,8\pm0,14$ mm.



3. ábra. A pozsgóc tojása (fotó: Kolics B.).
Figure 3. Egg of *B. dasyus* (photo: Kolics, B.).

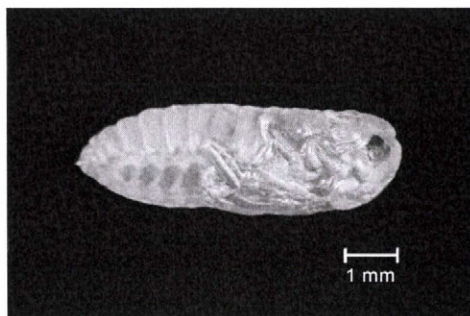
Korábbi mesterséges keltetésre indított kísérletünkben (KOLICS et al. 2008) 30°C, 130 nap; 10°C, 101 nap; 30 nap, 22°C kezelések után sikerült a faj 6 ($n_{\text{összes}}=45$; 13%) tojását kikeltetnünk, azonban az állatok nem maradtak életben, L₁-es állapotban elpusztultak. Az embrió fejlődését az első hőkezelés során boncolásokkal is nyomon követtük. (4. és 5. áb-

ra). E keltetést megismételtük, csökkentve két kezelés hőmérsékletét (lásd Anyag és módszer fejezet). E kezelések mellett az állatokat már sikerült felnevelni imágó korukig ($n=21/50$; 42%).



4. ábra. 40 napos embrió (fotó: Kolics B.).

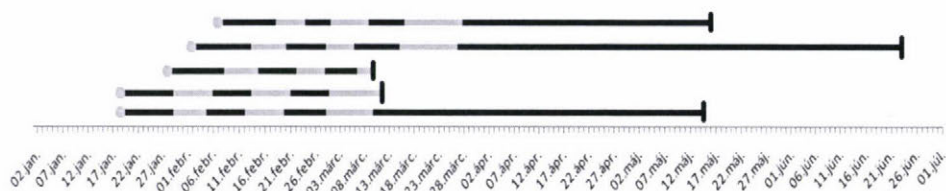
Figure 4. The embryo on the 40th day (photo: Kolics, B.).



5. ábra. 70 napos embrió (fotó: Kolics B.).

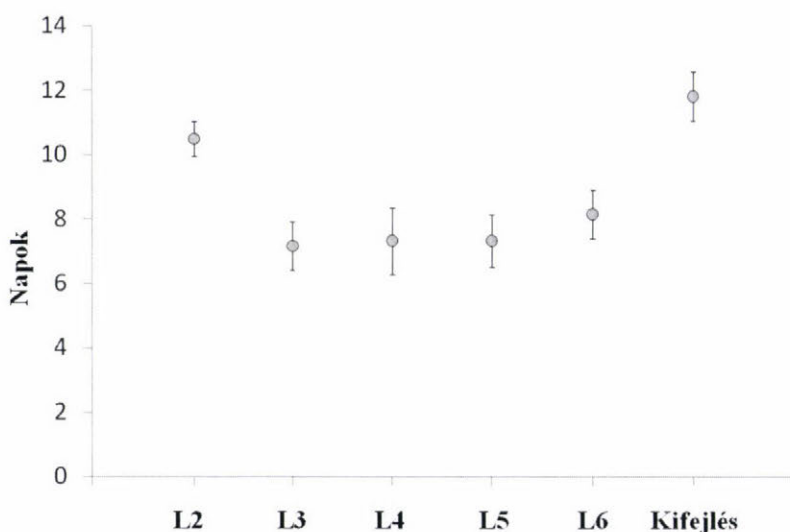
Figure 5. The embryo on the 70th day (photo: Kolics, B.).

Az egyes lárvastádiumokban eltöltött időről, illetve az imágó élettartamáról bővebben lásd 6. és 7. ábra. A természeteshez közeli tartási körülmények mellett (a téli hőmérséklet nem ment -5°C alá) a kelés január vége és március eleje között kezdődött meg, és számos tojás (24%, $n=24/100$) egy év elteltével már kikelt. A kelés mind a mesterséges, mind pedig a természetes keltetés esetben $6-8^{\circ}\text{C}$ napi átlaghőmérséklet mellett kezdődött meg. Megfelelő hőmérsékleti feltételek mellett tehát a faj egy éves fejlődése is lehetséges. Az általunk a hazai évszakoknak megfelelő hőmérsékleten tartott tojásokon megfigyeltük, hogy a kelés akár öt évig is elhúzódhat. A természetestől eltérő tartásban, állandó szobahőmérsékleten tartva a tojásokat azok ugyan évekig életben maradtak, de nem keltek ki. Amint ezeket telítettük, a fejlődés helyreállt és egészséges lárvákat nyertünk.



6. ábra. Laboratóriumi körülmények között nevelt pozsgócok életciklusa (szürke karika – kelés; fekete sávok – L1, L3, L5 és adult életszakasz, szürke sáv – F2, F4, F6 életszakaszok; fekete függőleges vonal – elpusztulás ideje). T=20–27°C.

Figure 6. Life cycle of *B. dasyopus* specimen (gray spot-hatching; black lines-L1, L3, L5 stadia and adult; gray lines- L2, L4, L6 stadia; black vertical line: lend of lifetime). T=20–27°C.



7. ábra. A vedlések közti időintervallum: keléstől, illetve vedlések közt eltelt idő, napokban. (T=20–27°C)

Figure 7. Duration of time between moultings: from hatching on, between each moultings, in days. (T=20–27°C)

Visszatelepítés

Közleményünkben a pozsgócnak, hazánk egykori legnagyobb egyenesszárnyúfajának biológiáját kívántuk magyar nyelven első ízben közreadni, a legteljesebb részletességgel, saját eredményeinkkel bővítve az eddig megjelent irodalmi források adatait. Távlati célunk a faj visszatelepítését megalapozni, korábbi lelőhelyeire vagy a faj ökológiai igényeit kielé-

gító más élőhelyekre. Az eredeti biotópok közül mára a beépítettség miatt ez már csak a kunpeszéri élőhelyen lenne megvalósítható. Tekintve, hogy a 19. századra visszavezethető gyűjtési adatok előtt a melegkori reliktum fajnak egyéb lelőhelyei is léteztek, izolált, kis kiterjedésű, meleg sziklagyepek jöhetnének még szóba.

Köszönetnyilvánítás. Ezúton szeretnénk megköszönni a szakirodalmi hivatkozások során Dr. NAGY BARNABÁS és Dr. KONDOROSY ELŐD segítségét. Köszönjük továbbá PUSKÁS GELLÉRT segítségét a Magyar Természettudományi Múzeumban fellelhető balkáni Orthoptera anyagok kutatásában. Szeretnénk köszönetet mondani MÁTÉ ANDRÁSNAK (Kiskunsági Nemzeti Park) közreműködéséért a lehetséges élőhelyek felkeresésében, továbbá SOMOGYI ÁKOSNAK (Keszthelyi TV) a hangfelvételek során nyújtott technikai segítségéért, valamint a köszönjük a keszthelyi Rovarmúzeum támogatását. Kutatásaink egy részét az NKTH és az MTA Bolyai János Kutatói Ösztöndíj pénzügyi támogatásával végezzük.

Irodalomjegyzék

- BUNESCU, A. (1959): Contributii la studiul raspindirii geografice a unor animal mediteraneene din R.P.R. *Probleme de geografie* 6: 87–107.
- BURESCH, I. & PESCHEV, G. (1958): Artenbestand und Verbreitung der Geradflügler (Orthopteroidea in Bulgarien unter Berücksichtigung der schädlichen Heuschrecken. (III Teil. Tettigonioidea). *Bulletin de l'Institut zoologique de l'Academie des sciences de Bulgarie* 7: 3–90. [in Bulgarian]
- BURR, M., CAMPBELL, B.P. & UVAROV, B.P. (1923): A contribution to our knowledge of the Orthoptera of Macedonia. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 71(1-2): 110–169.
- EADES, D.C. & OTTE, D. (2010): Orthoptera Species File Online. Version 2.0/3.5 (28/02/2010) <<http://Orthoptera.SpeciesFile.org>>
- FRIVALDSZKY I. (1865): *Jellemző adatok Magyarország faunájához*. A Magyar Tudományos Akadémia Évkönyvei 11: 129 pp.
- FRIVALDSZKY J. (1867): *Magyarországi Egyenesröpkék Magánrajza*. Pest, 85 pp.
- HARVEY, A.W. & HEWITT, G.M. (1979): B-chromosomes slow development in a grasshopper. *Hereditas* 42: 397–401.
- HARZ, K. (1969): *Die Orthopteren Europas*. Balinfa, The Hague, 613 pp.
- HARZ, K. (1986): Zur Biologie von *Bradyporus dasypus* Illig 1800. *Articulata* 8: 268.
- HARZ, K. (1987): Zur Biologie von *Bradyporus dasypus* Illig 1800 II. (Orthoptera – Ensifera – Bradyporinae). *Articulata* 10: 399–401.
- HELLER, K. G. (1988): *Bioakustik der Europäischen Laubheuschrecken (Ökologie in Forschung und Anwendung 1)*. Margraf, Weikersheim, 358 pp.
- IORGU, I. S. (2009): *Bradyporus dasypus* (Illiger 1800) (Orthoptera: Tettigoniidae). Some ethological aspects and distribution in Romania. *Travaux de Museum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa* 52: 143–149.
- JOHN, B. & HEWITT, G.M. (1966): A polymorphism for heterochromatic supernumerary segments in *Chorthippus parallelus*. *Chromosoma* 18: 254–271.
- KALTENBACH, A. (1967): Mantodea und Saltatoria aus Griechenland. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 70: 183–199.
- KARABAG, T., BALAMIR, S., GÜMÜSÜYÜ, I. & TUTKUN, E. (1971): Türkiye Orthoptera faunasinin tesbiti üzerinde Arastirmalar. *Bitki Koruma Bülteni* 11: 73–100.
- KARAMAN, M.S. (1961): Beitrag zur Kenntnis der Orthopteren Mazedoniens. *Mitteilungen der Münchner entomologischen Gesellschaft* 51: 111–117.
- KAY, A. (2007): *Bulgaria*. Bradt Travel Guides, Chalfont St Peter, 256 pp.

- KIS, B. (1962): Revision der in Rumänien vorkommenden Bradyporinae-Arten (Orth.). *Mitteilungen der Münchner entomologischen Gesellschaft* 52: 115–122.
- KIS, B. (1976): Cheie pentru determinarea orthopterelor din Romania partea I. Subordinul Ensifera. *Studii si comunicari, Muzeul Brukenthal Stiintele Naturii*, Sibiu 20: 123–166.
- KLAPALEK, F. (1895): To the study of Neuroptera and Orthoptera in Bulgaria. *Sbornik za narodni umotvoreniya, nauka I knizhnina* 11: 458–471. [in Bulgarian]
- KOLICS B., NAGY V. & MÜLLER T. (2008): Nyugalmi állapot feloldása Orthoptera fajokon. XIV. Ifjúsági Tudományos Fórum. Keszthely, 2008. március, Keszthely (CD kiadvány pp. 1–4).
- KOVACHEV, V. (1905): About some pest insects in North Bulgaria. *Spisanie Trud III. V. Turnovo* (1890/1891), pp. 1380–1391. [in Bulgarian]
- LEMONNIER-DARCEMONT, M., DUTRILLAUX, A. M., DUTRILLAUX B. & DARCEMONT, C. (2009): Summary of knowledge on *Bradyporus dasyopus* (Illiger, 1800) (Orthoptera: Tettigoniidae) *Articulata* 24: 15–29.
- MÎNDRU, C. (1980) – Fauna de orthoptere din Fânețele Seculare de la Valea lui David – Iași. *Analele Științifice ale "Universității Al. I. Cuza" din Iași (serie nouă), Secț. II, a. Biologie* 26: 93–95. (in Romanian)
- MÜLLER, A. (1933): Zur Kenntnis der Orthopterenfauna der Dobrudscha und Bessarabiens. *Verhandlungen und Mitteilungen des Siebenburgischen Vereins für Naturwissenschaften zu Hermannstadt* 81/82 (1931/1932): 72–96.
- NAGY, B. (2005): Orthoptera fauna of the Carpatian Basin – Recent status of knowledge and a revised check-list. *Entomofauna carpathica* 17: 14–22.
- NEDELKOV, N. (1907): Beitrag zur entomologischen Fauna Bulgariens. *Periodische Zeitschrift der Bulgarische literarischen Gesellschaft in Sophia* 68: 411–436.
- NEDELKOV, N. (1908): Second contribution to the entomological fauna of Bulgaria. *Periodichesko spisanie na Bulgarskoto knizhovno druzhestvo v Sofia*. 68 (1907). [in Bulgarian]
- NEDELKOV, N. (1909): Unsere Entomologische Fauna). *Urkundensammlungen des Volksbildungsministerium* 1(3): 83–135. [in Bulgarian]
- PESHEV, G. (1962): Composition et repartition oecologique des Orthopteres de la montagne Belasitsa. *Bulletin de l'Institut Zoologique et Musee*. 12: 59–107. [in Bulgarian]
- PESHEV, G. (1964): Les Orthopteres de la Thrace. In: *Die Fauna Thrakiens*, Band. 1. BAS, Sofia, pp. 107–144. [in Bulgarian]
- PESHEV, G. (1974): Besonderheiten der Stara Planina mit Untersuchungen ihrer Fauna. *Bulletin de l'Institut Zoologique et Musee* 41: 5–10. [in Bulgarian]
- PESHEV, G. (1975): Die Orthopterenfauna der Rhodopen II. *Bulletin de l'Institut Zoologique et Musee* 40: 93–120. [in Bulgarian]
- PESHEV, G. & DJINGOVA, M. (1974): Orthoptera along the Bulgarian Black sea coast. *Bulletin de l'Institut Zoologique et Musee* 40: 17–46. [in Bulgarian]
- PESHEV, G. & MARAN, J. (1963): Etude sur les insects Orthopteres du Mont Slavianka (Alibotos). *Bulletin de l'Institut Zoologique et Musee* 14: 27–69. [in Bulgarian]
- POPESCU I., E. & DAVIDEANU A. (2008): Conservation status of protected or rare invertebrates from the border area Romania. *Republic of Moldova. AES Bioflux* 1(1):43–53.
- POPOV, A. & CHOBANOV, D. (2004): Dermaptera, Mantodea, Blattodea, Isoptera and Orthoptera of the Eastern Rhodopes (Bulgaria and Greece). In: BERON, P. & POPOV, A. (eds): *Biodiversity of Bulgaria. 2. Biodiversity of Eastern Rhodopes (Bulgaria and Greece)*. Pensoft & National Museum of Natural History, Sofia, pp. 241–309.
- PUNGUR, GY. (1918): Classis Insecta. Ordo Orthoptera. In: *A Magyar Birodalom Állatvilága (Fauna Regni Hungariae) III. Arthropoda*. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest: 1–16. (kézirat lezárva: 1899)
- TÖRÖK, Z., DOROȘENCU, A., DAVIDOV, B., DOROFTEI, M., LUPU, G. & TÖRÖK, L. (2006): *Lista roșie a speciilor de floră și faună din Parcul Național Munții Măcinului*. 70 pp. (in Romanian)
- VASILIU, M. (1961): Contributii la cunoasterea speciilor de Bradyporus Charp. (Orthoptera, Tettigoniidae) din R.P.R. *Studii si cerc. de Biol., Serie Biol. Animal.* 13: 203–212.

- WARCHAŁOWSKA-SLIWA, E. (1998): Karyotype characteristics of Katydid Orthopterans (Ensifera, tettigoniidae) and remarks on their evolution at different taxonomic Levels. *Folia biologica* (Kraków) 46: 143–176.
- WILLEMSE, F. (1984): Catalogue of the Orthoptera of Greece. *Fauna Graeciae*. Hellenic Zoological Society, Athens 1: 1–275.
- ZILAY T. (2005): Ízelítő a Mediterráneum egyenesszárnyú fajából I. *Terrárium* 4: 24–25.

***Bradyporus dasypus*, the extinct giant katydid of the Hungarian fauna.**

A summary on the biology, breeding, and possibilities of reintroduction of the species

BALÁZS KOLICS¹, TAMÁS ZILAY², CHOBANOV DRAGAN³, ÉVA KOLICS-HORVÁTH⁴
& TAMÁS MÜLLER⁵

¹ University of Pannonia, Department of Animal Science and Animal Breeding;
Deák Ferenc str.16., H-8360 Keszthely, Hungary E-mail: bkolics@gmail.com

² Laktanya str. 38., H-4028 Debrecen., Hungary

³ Bulgarian Academy of Sciences, Institute of Zoology, Tsar Osvoboditel Boulevard 1, 1000 Sofia, Bulgaria

⁴ Local Government of the City of Keszthely, Major's office; H-8360, Keszthely, Fő sqr 1. Hungary

⁵ Department of Aquaculture, Institute of Environmental and Landscape Management, Faculty of Agriculture and Environmental Science, Szent István University, Péter Károly str. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary
E-mail: muller.tamas@mkk.szie.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 35–46.

Abstract. *Bradyporus dasypus* (ILLIGER, 1800), being the only representative of its genus, is an extinct member of the fauna of the Carpathian Basin based on literature data. It can be characterized by a conspicuous appearance and enormous size. Its distribution area has been decreasing with its centre in the eastern part of the Balkan Peninsula. Its protection by law can be expected in the near future, based on the fact that the species is already protected locally in Romania, and some congeners are also already under protection being endangered. The aim of our work was to give a comprehensive summary of the biology of the species, complemented with our own data on its breeding. A further plan of our study is to reintroduce the species into Hungary.

Keywords: *Bradyporus dasypus*, *Callimenus macrogaster macrogaster*, Carpathian Basin, distribution, life cycle, reintroduction.

Eltérő taxonómiai helyzetű növényi fonálférgek akut krómszennyezés iránti érzékenységének tesztelése*

HORVÁTH BOGLÁRKA¹, KOVÁCS SZILVIA², RÉPÁSI VIKTÓRIA¹, MÁRTON ANITA¹
és NAGY PÉTER¹

¹Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2100 Gödöllő, Péter K. u. 1.

E-mail: Nagy.Peter@mkk.szie.hu

²Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biomatematikai és Számítástechnikai Tanszék,
H-1078 Budapest, István u. 2.

Összefoglalás. A szabadon élő fonálférgek számos fontos funkciót töltenek be a talaj életében. Kulcs szerepet játszanak a talajban lezajló anyagforgalmi folyamatokban és más talajlakó szervezetek létszámviszonyainak szabályozásában. Fontos bioindikátorok is, azonban specifikus stresszérzékenységüknek taxonómiai és funkcionális összefüggései nem kielégítően tisztázottak. Ezért mortalitási tesztet végeztünk két, rendszertani szempontból egymástól távol eső, de egyaránt növényi táplálkozású fonálféregfaj, a *Xiphinema vuittenezi* (Penetrantia: Dorylaimida) és a *Rotylenchus buxophilus* (Secernentia: Tylenchida) nehézfém-szennyezés iránti érzékenységének vizsgálatára. Az LC₅₀ értékek az első 24 óra elteltével mutattak nagyságrendi különbséget (*X. vuittenezi*: 60,4 mg/kg, *R. buxophilus*: 352,1 mg/kg). Ez a különbség azonban legfeljebb irányadó becslésnek tekinthető, mert a mortalitások ekkor még meglehetősen alacsony értékeket mutattak a legmagasabb koncentrációban is. Később az LC₅₀ értékei kiegyenlítődtek. A *X. vuittenezi* a tekintetben is érzékenyebbnek bizonyult a krómterhelés hatására, hogy már egy alacsonyabb koncentrációra (50 mg/kg) is szignifikáns mortalitás-növekedéssel reagált. A túlélési valószínűség becslésére szolgáló Cox regressziós modell szintén szignifikáns eltérést mutatott a kontrollhoz képest már az 50 mg/kg-os kezelés hatására. A *R. buxophilus* esetében mindezen értékek csak a maximális kezelés (500 mg/kg) hatására tértek el szignifikánsan a kontrolltól. A tesztperiódus végére a kontrollban is megemelkedett mortalitások arra utalnak, hogy 168 óra túl hosszú inkubációs idő egy ilyen teszt elvégzésére.

Kulcsszavak: *Xiphinema*, *Rotylenchus*, króm, mortalitás, Cox-regresszió, LC₅₀.

Bevezetés

A talajfauna összetételének változása számos komoly környezetvédelmi és természetvédelmi problémát vonhat maga után, egyszersmind jelzi is különböző bolygatások hatásait. Megváltozhatnak a talajban a lebontó folyamatok, sérülhet a tápláléklánc, tehát alapvető, évezredek óta létező ciklusok tolódnak el kedvezőtlen irányba antropogén hatásra, számos nem kívánatos és előre beláthatatlan következményt vonva maguk után. Ezeknek a változásoknak a szemmel tartása elengedhetetlen.

* Előadta a szerző a Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztályának 968. előadói ülésén, 2008. május 7-én.

A környezetet ért szennyezésekre az élőlények bizonyos csoportjai különösen érzékenyek. Visszaszorulásuk, kipusztulásuk jelezheti a növekvő terhelést, így alkalmasak lehetnek bioindikációs vizsgálatokra (KÁDÁR 1995).

A szabadon élő fonálféregnek számos fontos funkciót töltenek be a talaj életében (YEATES et al. 2009). Kulcsszerepet játszanak a talaj táplálékhálózataiban (BONGERS & FERRIS 1999), a növényi tápanyagok mineralizációjában, valamint más talajlakó szervezetek létszámviszonyainak szabályozásában (FRECKMAN & CASWELL 1985). Mindemellett fontos bioindikátorok is (SAMOILOFF 1987, BONGERS 1990, SOCHOVÁ et al. 2006). Egyes megközelítések szerint (pl. CORTET et al. 1999) a talajlakó élőlények között a fonálféreg a legigéretesebbek közé tartoznak a talajállapotok bioindikációjára vonatkozóan.

Több mint három évtizede használják fel a nematodákat tesztorganizmusként bizonyos ökotoxikológiai és biológiai vizsgálatokra (HÖSS & WILLIAMS 2009), laboratóriumi és terepi viszonyok között egyaránt. Ennek okaként – viszonylag könnyű kezelhetőségük mellett – azt emelhetjük ki, hogy kiemelkedően magas egyedszámaik mellett nagy taxonómiai és funkcionális változatosság jellemzi őket (BONGERS 1990). Mindebből következően a fonálféregre alapozott bioindikációs vizsgálatok ökológiai relevanciája igen nagy (BONGERS & FERRIS 1999). Táplálkozási módjaik alapján általában számos kategóriába sorolhatók. A leginkább elfogadott a növényi nedvszívókra, baktériumevőkre, gombafonalakra szivogatókra, valamint ragadozókra, és mindenevőkre történő felosztás (YEATES et al. 1993).

Terepi és laboratóriumi vizsgálatok rávilágítottak arra, hogy a szabadon élő talajlakó fonálféreg eltérő érzékenységet mutatnak a talajszennyezésekre (SOCHOVÁ et al. 2006, NAGY 2009).

Több – a fonálféreg-együttesek bolygatások iránti érzékenységre irányuló – vizsgálat eredményei is utalnak arra, hogy a *Penetrantia* osztályba sorolt *Dorylaimida* rend képviselőinek a stressztűrő képessége alacsonyabb, mint a *Secernentia* osztály fajaié (JOHNSON et al. 1974, ZULLINI & PERETTI 1986, BONGERS 1990). Hasonló eredményt hozott egy kísérlet a pentaklorofenol hatásait vizsgálva, azonban a kadmium iránti érzékenység tekintetében nem mutatkozott különbség a két osztály fajai között (KAMMENG et al. 1994).

EKSCHMITT és KORTHALS (2006) több korábbi kísérlet eredményeit elemezték, melyek kiértékelése és összehasonlítása során a fonálféreg különböző szennyezésekre (szerves eredetű szennyezések, fémek és nehézfémek) adott válaszreakcióit vizsgálták. Arra a következtetésre jutottak, hogy a hosszú távú vizsgálatok során a szennyezés számos esetben toleranciát idézett elő a nematodákban. Az eredményekből leszűrtek, hogy a fonálféreg fajok széles spektruma általános szabályokat mutatott a vizsgált szennyezőkre adott válaszreakciók tekintetében, míg néhány genus specifikus toleranciát sajátított el bizonyos szennyezőkkel szemben.

Mivel mindennek ellenére csak nagyon kevés, és zömében csak baktériumevőkre vonatkozó olyan eredmény ismert (pl. KAMMENG et al. 1994, BONGERS et al. 2001), amely hasonló táplálkozási csoportú, de taxonómiai és filogenetikai szempontból (ANDRÁSSY 1974, BLAXTER et al. 1998), valamint életstratégia tekintetében is (sensu BONGERS 1990) egymástól távoli helyzetű fajok nehézfémterhelésekre adott reakcióira irányulna, kísérletünk céljaul egy *Tylenchida* rendbe (*Secernentia* osztály), illetve egy *Dorylaimida* rendbe (*Penetrantia* osztály) tartozó növényi nedvszívó fonálféregfaj króm iránti stresszérzékenységének vizsgálatát tűztük ki.

Anyag és módszer

Mortalitási tesztjeinket laboratóriumi körülmények között végeztük, desztillált vizes közegben, amely – egy előzetes kísérletünk eredménye alapján – nem befolyásolta negatívan az állatok túlélését a csapvízben, illetve talajoldatban történő tároláshoz képest. Tesztjeinkhez a következő növényi táplálkozású fonálférgek egyedeit használtuk fel: *Rotylenchus buxophilus* GOLDEN, 1956 és *Xiphinema vuittenezi* LUC, LIMA, WEISCHER & FLEGG, 1964. A tesztelt egyedek Balassagyarmaton, cseresznyefa (*Prunus avium* L.) gyökérzetéről gyűjtött mintákból származtak.

Az állatok kinyerése a talajból a Cobb-féle dekantálós-szűrési eljárás (S'JACOB & VAN BEZOOIJEN 1984) módosított változatával (BROWN & BOAG 1988) történt. A teszteteket a kinyerést követően 4–5 nappal indítottuk. Ez alatt az idő alatt – tapasztalataink szerint – a korábban felvett táplálék jelentős része kiürül az állatok szervezetéből.

A teszteteket 8×12 küvettás steril mikrotitráló lemezekben folytattuk le. Kísérleteinket öt ismétlésben végeztük el. Minden küvettába 100 µl desztillált vizet pipettáztunk, majd öt élő nőtényi egyedet helyeztünk bele. Ezt követően állítottuk be a kívánt koncentrációt, kétszeres töménységű oldat 100 µl-ének hozzáadásával. Az alkalmazott nominális krómkoncentrációk az alábbiak voltak: 0,5 mg/kg; 5 mg/kg; 50 mg/kg; 500mg/kg.

A kezelést követően a mikrotitráló lemezt fedett Petri-csészébe helyeztük és termosztátban tároltuk 17 °C hőmérsékleten. A túlélő egyedek számát 1 óra, 3 óra, 24 óra, 48 óra, 168 óra elteltével jegyeztük fel.

A teszteléshez használt oldatot kálium-kromátból (K_2CrO_4) készítettük.

A kísérlet során kapott adatokat egyrészt a ToxRat (Light Version 2,08) toxikológiai statisztikai programmal elemeztük. Az akut toxicitás kifejezésére probitanalízissel nyert LC_{50} (letális koncentráció) értékeket használtunk fel.

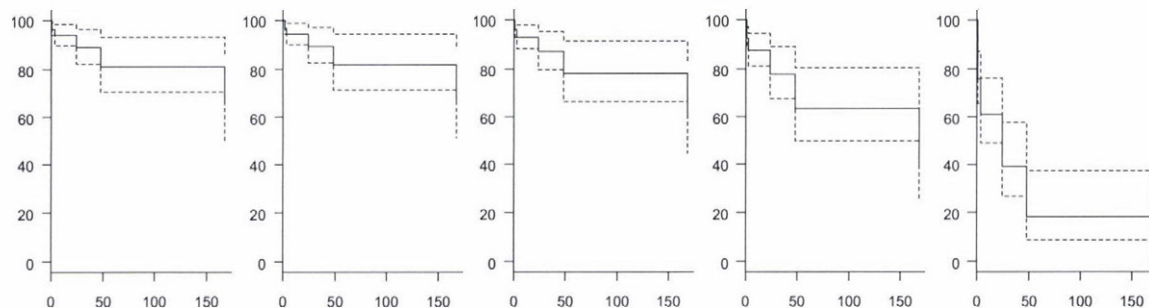
A teljes időszakra vonatkozóan az egyes kezeléseknél a kontrollhoz képest mutatott mortalitási mintázatot páronkénti összehasonlításokkal, Mann-Whitney féle U-próbával végeztük. A kapott p-értékekre – a sokszoros összehasonlítás miatt – Bonferroni-Holm féle korrekciót végeztünk.

A kapott mortalitási adatok alapján várható túlélési valószínűséget Cox-regresszióval becsültük a kezelésekre, mint kategoriális változókra vonatkozóan. Az adatok elemzését az R2.10.1 programmal végeztük (R Development Core Team 2007). Ezen belül a Cox-regresszióhoz a survival r programcsomagot használtuk (ANDERSEN & GILL 1982).

Eredmények

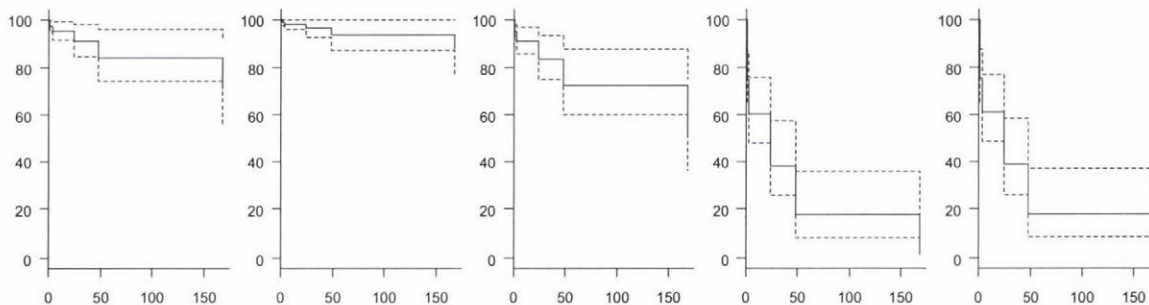
A *Rotylenchus buxophilus* mortalitása egyik alkalmazott krómkoncentráció hatására sem érte el a 100%-os értéket és csak az 500 mg/kg-os koncentrációhoz tartozó mortalitási értékek különböztek szignifikánsan a kontrollétól ($p < 0,0001$).

A Cox-regresszióval becsült túlélésfüggvény változását az 1. ábra mutatja. A kontrolltól csak a maximális terhelés okozta túlélési valószínűség tér el szignifikánsan (Mann-Whitney féle U-próba: W-érték = 591,5; $p < 0,0001\%$).



1. ábra. Cox-regresszióval becsült túlélés-függvény változása *Rotylenchus buxophilus* fajra: y tengelyen a túlélés becsült valószínűsége, x tengelyen az idő (órában). Szaggatott vonallal a modell által becsült 95%-os konfidencia intervallum látható. Részábrák balról jobbra: kontroll, 0,5 mg/kg, 5 mg/kg, 50 mg/kg, 500 mg/kg.

Figure 1. Change of survival rate for *Rotylenchus buxophilus* estimated by Cox regression. Y-axis: estimated probability of survival, x-axis: time (hours). Dotted line shows estimated 95% confidence interval. Graphs from left to right: control, 0.5 mg kg⁻¹, 5 mg kg⁻¹, 50 mg kg⁻¹, 500 mg kg⁻¹.



2. ábra. Cox-regresszióval becsült túlélés-függvény változása *Xiphinema vuittenezi* fajra: y tengelyen a túlélés becsült valószínűsége, x tengelyen az idő (órában). Szaggatott vonallal a modell által becsült 95%-os konfidencia intervallum látható. Részábrák balról jobbra: kontroll, 0,5 mg/kg, 5 mg/kg, 50 mg/kg, 500 mg/kg.

Figure 2. Change of survival rate for *Xiphinema vuittenezi* estimated by Cox regression. Y-axis: estimated probability of survival, x-axis: time (hours). Dotted line shows estimated 95% confidence interval. Graphs from left to right: control, 0.5 mg kg⁻¹, 5 mg kg⁻¹, 50 mg kg⁻¹, 500 mg kg⁻¹.

A krómterhelés hatásait a *Xiphinema vuittenezi* mortalitására a 2. ábra mutatja. Ennél a fajnál az 50 mg/kg-os és az 500 mg/kg-os koncentrációhoz tartozó mortalitási értékek különböztek szignifikánsan a kontrollétól (Mann-Whitney féle U-próba: W-érték: 546, illetve 540,5; p-érték: mindkét esetben $<0,0001\%$).

A Cox-regresszióval becsült túlélésfüggvény változását a 2. ábra mutatja. A kontrolltól az 50 mg/kg-os és az 500 mg/kg-os koncentrációhoz tartozó túlélési valószínűség tér el szignifikánsan (mindkét esetben $p<0,0001\%$).

Az 1. táblázat a mortalitási adatok alapján számolt LC_{50} értékeket mutatja. Ezek értékei a 48 órás leolvasástól kezdve hasonlóan alakultak mindkét faj esetén. A 24 órás leolvasáskor azonban még a *X. vuittenezi* egy nagyságrenddel érzékenyebbnek bizonyult a *R. buxophilus*-nál.

1. táblázat. Az egyes inkubációs időkre számolt LC_{50} értékek *Rotylenchus buxophilus* és *Xiphinema vuittenezi* esetén.

Table 1. LC_{50} values for *Rotylenchus buxophilus* and *Xiphinema vuittenezi* on each incubation period.

	24 h	48 h	72 h	168 h
<i>R. buxophilus</i>	352,1	22,1	14,9	6,7
<i>X. vuittenezi</i>	60,4	27,2	11,6	5,8

Értékelés

A krómnak a talajlakó fonálférgekre gyakorolt hatásairól csak cönózis szintű ismereteink vannak (BARDGETT et al. 1994, NAGY 1999, BAKONYI et al. 2003, NAGY et al. 2004, NAGY 2009). Bár ezek alapján a króm hatásai igen súlyosaknak tekinthetők több közösségi paraméterre is, ezek az adatok nem alkalmasak arra, hogy becsléseket végezzünk belőlük a jelen kísérletben tesztelt fajok érzékenységeire.

Az LC_{50} értékek alapján a jellegzetes K-stratégista tulajdonságokat mutató *Xiphinema vuittenezi* 24 óra elteltével érzékenyebbnek mutatkozott a kezelések hatásaira, mint a *Rotylenchus buxophilus*. Megjegyzendő azonban, hogy a 24 órás adatokra számított LC_{50} értékek inkább csak becslésként értékelhetők, mert ennél a leolvasásnál még a legmagasabb koncentrációhoz tartozó mortalitási értékek is csak 60% körül voltak. A vizsgálataink során kapott LC_{50} értékek viszonyítása az érvényben lévő határértékekhez (ANON. 2009) rendkívül nehézkes. Ennek oka elsősorban az, hogy a rendelet mellékletében nem szerepel az általunk tesztelthez hasonlítható határérték-kategória. Sem a talajban található „összes” koncentrációval, sem a felszín alatti vizekre megadott értékkel nem lehet közvetlenül összehasonlítani az általunk alkalmazott tesztközeget. Kapott eredményeinket leginkább a talajból kivont, „felvehető” frakció nehézfémtartalmához lenne érdemes hasonlítani. A „felvehető” koncentrációkra vonatkozóan azonban nincsenek érvényben lévő határértékek. Egy korábban megfogalmazott, széleskörű előzetes vizsgálatokra épült ajánlás szerint (KÁDÁR 1997) a Magyarország talajaira javasolt „felvehető” határértékek (NH_4 -acetát+EDTA-oldásos kinyerést alapul véve) krómra az alábbiak lennének: „A” érték (háttér koncentráció) – 0,5 mg/kg, „B” érték (szennyezettségi határérték) – 3 mg/kg. A mi eredményeink alapján a

szennyezettségi határértékhez legközelebb álló 5 mg/kg-os érték egyik fajnál és időpontban sem okozott szignifikáns mortalitásnövekedést a kontrollhoz képest. Ebből levonható az a következtetés, hogy a vizsgált fajok – a mortalitást mint tesztvégpontot alapul véve – nem tekinthetők különösebben érzékenynek a K_2CrO_4 által előidézett akut szennyezéshatásokra.

A specifikus érzékenységi viszonyokat vizsgálva a *X. vuittenezi* a tekintetben is érzékenyebbnek bizonyult a krómterhelés hatására, hogy már egy alacsonyabb koncentrációra (50 mg/kg) is szignifikáns mortalitásnövekedéssel reagált. A túlélési valószínűség becslésére szolgáló Cox-regresszió eredménye szintén szignifikáns eltérést mutatott a kontrollhoz képest már az 50 mg/kg-os kezelés hatására. A *R. buxophilus* esetében mindezen értékek csak a maximális kezelés (500 mg/kg) hatására tértek el szignifikánsan a kontrolltól.

Fentiek alapján a Penetrantia osztályba tartozó *Xiphinema vuittenezi*-t érzékenyebbnek tekinthetjük a Secernentia osztályba tartozó *Rotylenchus buxophilus* -nál, ami megfelel a kiindulási hipotézisünknek.

A toxicitási hatások időbeli lefolyásának megértéséhez BAAS et al. (2009) munkája adhat segítséget. Ők számos szakirodalmi munka áttekintése alapján azt találták, hogy az LC_{50} és a hozzá hasonló toxikológiai alapértékek (EC_x) szigorúan monoton csökkenése a mortalitás mint tesztvégpont jellegéből adódik (mivel a pusztulás visszafordíthatatlan esemény). A szennyező anyagok felhalmozódása a szervezetben időben elhúzódó folyamat. Ugyanakkor az egyedek elhalálása nem feltétlenül egy „küszöbérték” meghaladásakor „automatikusan” bekövetkező történés, hanem egy, a teszt példányok egyedi érzékenysége által is befolyásolt, sztochasztikus esemény. Ez magyarázatot adhat az ilyen jellegű tesztek során esetenként tapasztalható nagyobb szórásértékekre is. A felvett szennyező anyagok mennyisége és az általuk okozott hatás kialakulásának időbeli összefüggéseit vizsgálja az úgynevezett toxikodinamika.

Az egyes fonálféreg osztályok nehézfémek iránti toleranciájára KAMMENG et al. (1994) munkája közöl explicit eredményeket, amelyek alapján a kadmium iránti érzékenység tekintetében nem találhatók különbségek. Ebből – az elemek élettani hatásai közötti különbségeken túlmenően – azért nehéz a mi munkánkra vonatkozó párhuzamok felállítása, ugyanis a szabadon élő fonálféreg a kadmium iránt kimondottan toleránsnak tekinthető (KAMMENG et al. 1994, NAGY 1999), míg egy krómterhelés iránt – terepi körülmények között – meglehetősen érzékenynek bizonyultak (NAGY et al. 2004, NAGY 2009).

Ugyanakkor PITCHER és MCNAMARA (1972) egy *Xiphinema* (Penetrantia: Dorylaimida) és egy *Pratylenchus*, illetve egy *Aphelenchoides* (mindkettő Secernentia: Tylenchida) faj érzékenységét vizsgálva réz- és ezüstionok iránt, nem talált egyértelműen osztály-hovatartozástól függő hatást. Eredményeik alapján is valószínűsíthető, hogy faji szintű különbségek állhatnak fenn az egyes fémek iránti érzékenység terén.

Figyelemre méltó mindkét faj, de különösen a *X. vuittenezi* nagyarányú halálása a kontrollban is egy hét elteltével. Ebből arra lehet következtetni, hogy az állatok tárolása egy héten keresztül vízben, szobahőmérséklethez közeli hőfokon önmagában is negatívan befolyásolhatja a túlélési esélyeiket. Ugyanakkor érdemes figyelembe venni egy alacsony koncentrációjú nehézfémterhelés lehetséges pozitív indirekt hatásait is (pl. lelassult anyagcsere, egyes kórokozókra gyakorolt negatív hatás). Fenti feltételezések vizsgálata folyamatban van.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetünket fejezzük ki a fonálférgek nehézfémek iránti érzékenységét célzó kutatásokhoz kapott OTKA (K 81401) támogatásért.

Irodalomjegyzék

- ANDERSEN, P. & GILL, R. (1982): Cox's regression model for counting processes, a large sample study. *Annals of Statistics* 10: 1100–1120.
- ANDRÁSSY I. (1974): A Nematodák evolúciója és rendszerezése. *MTA Biol. Oszt. Közlem.* 17: 13–58.
- ANON. (2009): 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről. *Magyar Közlöny* 2009/51: 14398–14413.
- BAAS, J., JAGER, T. & KOIJMAN, B. (2009): Understanding toxicity as a process in time. *Science of the Total Environment*, doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.066.
- BAKONYI G., NAGY P. & KÁDÁR I. (2003): Long term effects of heavy metals and microelements on nematode assemblage. *Toxicology Letters* 140–141: 391–401.
- BARDGETT, R.D., SPEIR, T.W., ROSS, D.J., YEATES, G.W. & KETTLES, H.A. (1994): Impact of pasture contamination by copper, chromium and arsenic timber preservative on soil microbial properties and nematodes. *Biology and Fertility of Soils* 18: 71–79.
- BLAXTER, M. L., DE LEY, P., GAREY, J. R., LIU, L. X., SCHEIDEMAN, P., VIERSTRAETE, A., VANFLETTEREN, J. R., MACKEY, L. Y., DORRIS, M., FRISSE, L. M. VIDA, J. T. & THOMAS, W. K. (1998): A molecular evolutionary framework for the phylum Nematoda. *Nature* 392: 71–75.
- BONGERS, T. & FERRIS, H. (1999): Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 224–228.
- BONGERS, T. (1990): The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14–19.
- BONGERS, T., ILIEVA-MAKULEC, K. & EKSCHMITT, K. (2001): Acute sensitivity of nematode taxa to CuSO_4 and relationships with feeding-type and life-history classification. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 1511–1516.
- BROWN, D.J.F. & BOAG, B. (1988): An examination of methods used to extract virus-vector nematodes (Nematoda: Longidoridae and Trichodoridae) from soil samples. *Nematologica Mediterranea* 16: 93–99.
- CORTET, J., GOMOT-DE VAUFLERY, A., POINSOT-BALAGUER, N., GOMOT, L., TEXIER, C. & CLUZEAU, D. (1999): The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35: 115–134.
- EKSCHMITT, K. & KORTHALS, G.W. (2006): Nematodes as sentinels of heavy metals and organic toxicants in the soil. *Journal of Nematology* 38: 13–19.
- FRECKMAN, D. W. & CASWELL, E.P. (1985): The ecology of nematodes in agroecosystems. *Annual Review of Phytopathology* 23: 275–296.
- HÖSS, S. & WILLIAMS, P. L. (2009): Ecotoxicity testing with nematodes. In: WILSON, M.J., KAKOULI-DUARTE, TH. (eds.): *Nematodes as Environmental Indicators*. CABI, pp. 208–224.
- JOHNSON, S. R., FERRIS J. M. & FERRIS V. R. (1974): Nematode community structure of forest woodlots III. Ordinations of taxonomic groups and biomass. *Journal of Nematology* 6: 118–126.
- KÁDÁR I. (1995): *A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon*. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, 387 pp.
- KÁDÁR I. (1997): *Kármentesítési kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról*. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 151 pp.

- KAMMENGA, J. E., VAN GESTEL, C. A. & BAKKER, J. (1994): Patterns of sensitivity to cadmium and pentachlorophenol among nematode species from different taxonomic and ecological groups. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 88–94.
- NAGY P. (1999): Effects of an artificial metal pollution on nematode assemblage of a calcareous loamy chernozem soil. *Plant and Soil* 212: 35–47.
- NAGY P. (2009): Case studies using nematode assemblage analysis in terrestrial habitats. In: WILSON, M.J. & KAKOULI-DUARTE, TH. (eds.): *Nematodes as Environmental Indicators*. CABI, pp. 172–187.
- NAGY P., BAKONYI G., BONGERS, T., KÁDÁR I., FÁBIÁN M. & KISS I. (2004): Effects of microelements on soil nematode assemblages seven years after contaminating an agricultural field. *The Science of the Total Environment* 320: 131–143.
- PITCHER R. & MCNAMARA, D. (1972): The toxicity of low concentrations of silver and cupric ions to three species of plant-parasitic nematodes. *Nematologica* 18: 385–390.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2007): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL www.R-project.org.
- S'JACOB, J. & VAN BEZOOIJEN, J. (1984): *A manual for practical work in nematology*. Department of Nematology, Wageningen Agricultural University, 77 pp.
- SAMOILOFF M. R. (1987): Nematodes as indicators of toxic environmental contaminants. In: VEECH, J.A., DICKSON, D.W. (eds.): *Vistas on Nematology*. Society of Nematologists, Florida, pp. 433–439.
- SOCHOVÁ, I., HOFMAN, J., HOLOUBEK, I. (2006): Using nematodes in soil ecotoxicology. *Environment International* 32: 374–383.
- YEATES, G. W., FERRIS, H., VAN DER PUTTEN, W. H. & MOENS, T. (2009): The role of nematodes in ecosystems. In: WILSON, M.J., KAKOULI-DUARTE, TH. (eds.): *Nematodes as Environmental Indicators*. CABI, pp. 1–44.
- YEATES, G. W., BONGERS, T., DE GOEDE, R. G. M., FRECKMAN, D. W. & GEORGIEVA, S. S. (1993): Feeding habits in soil nematode families and genera: an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25: 315–331.
- ZULLINI, A. & PERETTI, E. (1986): Lead pollution and moss-inhabiting nematodes of an industrial area. *Water, Air and Soil Pollution* 27: 403–410.

Testing sensitivity of plant-feeding nematodes of different taxonomic position to acute chromium stress

¹BOGLÁRKA HORVÁTH, ²SZILVIA KOVÁCS, ¹VIKTÓRIA RÉPÁSI, ¹ANITA MÁRTON
& ¹PÉTER NAGY

¹Szent István University, Department of Zoology and Animal Ecology, Páter K. u. 1. H- 2100 Gödöllő, Hungary
E-mail: Nagy.Peter@mkk.szie.hu

²Szent István University Faculty of Veterinary Science, Department of Biomathematics and Informatics
István u. 2., H-1078 Budapest, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 47–55.

Abstract. Free-living nematodes are important components of soil fauna. They play a key role in nutrient turnover processes and in regulation of other soil organisms. Furthermore, they are also known as important bioindicators of environmental pollutions. However, taxonomic and functional aspects of their specific sensitivity patterns are not satisfactorily discovered yet. Therefore, we performed an experiment to study the mortality responses of two plant feeder nematode species from different taxonomical groups to increasing chromium concentrations. Our results show that *Xiphinema vuittenezi* (Penetrantia: Dorylaimida) appeared more sensitive than *Rotylenchus buxophilus* (Secernentia: Tylenchida). LC₅₀ values showed considerable difference after 24 hours (*Xiphinema*: 60.4 mg/kg, *Rotylenchus*: 352.1 mg/kg). However, this difference is just indicative, since mortality values were far from 100% even in the highest concentration. Later on, LC₅₀ values became quite similar for both nematode species. *X. vuittenezi* proved more sensitive for chromium than *R. buxophilus*, since its mortality increased and expected probability of survival decreased significantly in a lower treatment (50 mg·kg⁻¹). For *R. buxophilus*, these parameters differed significantly from control only in the highest treatments (500 mg·kg⁻¹). The increased mortality values even in the controls for both species towards the end of the test period indicate that one week is too long for incubation time in an acute mortality test of this type.

Keywords: *Xiphinema*, *Rotylenchus*, chromium, mortality, Cox's regression, LC₅₀.

Egy új, nem-invazív emlőshullaték-jelölési módszer kidolgozása és vizsgálata

BUCZKÓ MÁTÉ és HELTAI MIKLÓS

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Vadvilág Megőrzési Intézet
H-2103 Gödöllő, Práter Károly u. 1. E-mail: mate@mam121.t-online.hu

Összefoglalás. A közvetett módszerekkel folytatott emlőskutatások egyik népszerű, sokoldalúan hasznosítható nyomjele az ürülék (vagy hullaték). Közleményünkben egy új, a terepi munkában is könnyen kezelhető, viszonylag olcsó és bárki számára hozzáférhető hullatékjelölési módszer kidolgozásáról számolunk be. Az általunk használt és tesztelt új jelölőanyag a kozmetikából és dekorációs technikákból is ismert csillámpor, mely sokféle színben és méretben kapható. A módszer kidolgozása során ezzel jelöltük meg a különböző fajú és táplálkozású emlőssállatok számára felkínált csalétket/táplálékot. A módszer előnye, hogy különféle állati vagy növényi táplálék is könnyen, egyszerűen jelölhető vele. Az állatok a táplálékukba kevert csillámmal szemben ellenérzést nem mutattak. A csillám a vizsgált állatok hullatékát szabad szemmel is jól láthatóan jelölte, ugyanakkor az állatok viselkedésében, táplálkozásában és ürítésében semmilyen eltérést nem okozott. A csillámpor a kémiai teszteleseink során és az emésztőrendszeren áthaladva sem mutatott reakciót. Vizsgáltuk a különböző csillámok jelölőképességét és ürülésének hosszát, valamint azt is, hogy a különböző táplálkozású emlőssállatok esetében a csillám meddig, és milyen intenzitással képes jelölni. Fajtól függően minimum 2 napos, de akár 5 napon túli jelölés is kimutatható volt. A csillámport a tesztelesek során – egyelőre zárt körülmények között – sikerrel alkalmaztuk különböző fajú, méretű és táplálkozású emlőssállatok (egér, nyúl, kutya, görény, juh, gímszarvas, vaddisznó) esetében is.

Kulcsszavak: csillámpor, jelölés, emlős kutatás, nem-invazív módszer.

Bevezetés

Az indirekt módszerek közül az egyik legmegbízhatóbb és legtöbb információt hordozó vizsgálati módszer az ürülék-, illetve hullatékanalízis. Ennek egyik változata, amikor valamilyen jelölőanyagot használunk a táplálék, ezáltal a hullaték megjelölésére, majd a jelölt hullatékok fellelési helye alapján következtetünk az állat területhasználati, táplálkozási szokásaira vagy akár állomány nagyságukra. Az eddig használt jelölőanyagok, festékek, biomarkerek, izotópok, különböző anyagi részecskék sokféle vizsgálatban beváltak. KRUUK és munkatársai vidra (*Lutra lutra*) (KRUUK 1995) és borz (*Meles meles*) (KRUUK et al. 1980) populációbecsléséhez is használták a Zn^{65} izotópot, melyet befogott egyedekbe fecskendeztek be. A továbbiakban az ürüleküket vizsgálták, melyekben még hat hónapig kimutatható volt az izotóp jelenléte. CRABTREE és munkatársai (1989) prérifarkas (*Canis latrans*) esetében hatféle gamma sugárzású izotópot használtak populáció- és mozgáskörzet becslésre, valamint táplálékpreferencia-vizsgálatokra (CRABTREE 1989). Mind a direkt, mind az indirekt vizsgálatok során gyakran használt festék a Rhodamine B. Ezt csalétkbe keverve az állatok

szőréből, karmából, tollából hetekig kimutatható, azonban az ürülékben, ill. a vizeletben csak néhány (6–8) napig. Egyes kutatások szerint azonban a Rhodamine-B rákkeltő hatása is lehet (SAVARIE et al. 1992). Új-Zélandon a vadászgörény (*Mustela putorius furo*) vizsgálata során a csaliba kevert Rhodamin B hét napig, míg a szintén gyakran használt biomarker, az Iophenoxic acid hatása, 28 napig volt kimutatható a vérből (OGILVIE & EASON 1998). Egy másik széles körben elterjedt csali-jelölési mód a tetracyclinekkel való jelölés, mely a csont és a fogak kálciumával reagál, és UV-fénynél aranyárga, fluoreszcensz fénynyel világít. Ez az anyag ragadozók és rácsálók esetében is alkalmazható. Hátránya, hogy már csak elpusztult állatokon vizsgálható a jelenléte, bár egyes vizsgálatokban beszámoltak csapdázással befogott élő patkányok, illetve nyulak metszőfogából való kimutatásáról is (SAVARINE et al. 1992). Ezen jelölőanyagok használata jól felszerelt laboratóriumot, komoly szakképzettséget követel, drágák, esetenként veszélyesek vagy veszélyt keltőek, ráadásul többségük nem-invazív eljárásnak sem tekinthető, hiszen a jelöléshez az állatok befogása szükséges. A jelölőanyagok egyszerűbb, veszélytelenebb és olcsóbb csoportjába tartoznak a különböző színű, anyagú, alakú és méretű anyagi részecskék (pl.: műanyag csíkok, szemcsék, stb.) melyeket különféle csalik vagy táplálékforrások megjelölésére használnak. Hátrányuk, hogy általában csak rövidebb ideig maradnak meg a bélrendszerben, ezért rövidebb ideig is jelölnek. A felhasználásuk további korlátja az, hogy sok állat a méreténél fogva vagy a táplálkozási formájából adódóan nem is jelölhető velük. Magyarországon nagyvadfajokon folytattak ilyen típusú jelölőanyaggal kísérleteket. Kukoricaszilázsba, melyet kiegészítő takarmánként helyeztek ki, kezdetben faszenet, majd később gumireszeléket keverték. Ez alapján becsülték a kiegészítő takarmány hasznosulását, illetve a vadetők hatókörét (SZEMETHY et al. 2008). KRUUK (1989) földimogyoróba kevert különböző színű és alakú műanyag csíkokat, és ezeket helyezte el a borzvárak (kotorékok) bejáratához, mindegyikhez különböző színűt és/vagy alakút. A latrinákból begyűjtött ürülékekben fellelhetők voltak ezek a különböző markerek, így megbecsülhető volt a megjelölt borzcsaládok mozgáskörzetének a nagysága (KRUUK 1989). Ezt a módszert fejlesztették tovább DELAHAY és munkatársai (2000). A közleményük azért is érdekes, mert a kutatási eredményeken felül a csalik anyagi részecskékkal való jelöléséről első ízben közöltek részletes, mindenre kiterjedő módszerleírást is. DELAHAY és munkatársai a csali (ami itt is földimogyoró volt) jelöléséhez különböző színű és alakú, 2 mm-es műanyag gyöngyöket alkalmaztak. Ezek a gyöngyök a borz emésztőrendszeréből akadálytalanul távozhattak, de ahhoz eléggé nagyok, hogy az ürülékben észre lehessen venni azokat. Tekintettel arra, hogy a mogyoró és a gyöngy is pergő tulajdonságú, ezért valamilyen segédanyaggal össze kellett ezeket fogni. Ezért cukornádból készített szirupot (Golden-szirup) keverték hozzá. Ameddig nagy gyakorisággal jelen volt a gyöngy az ürülékben, addig annak észlelhetősége jó volt. Azonban alacsonyabb gyakoriság mellett a teljes ürüléket fel kellett darabolni, és kőműves kanállal szétkenni, hogy megtalálják az esetlegesen benne lévő gyöngyöket (DELAHAY et al. 2000). A műanyag gyöngy tehát jól használható a borz esetében, azonban kisebb állatoknál ennek csaliétkben való felkínálása problémás lehet. További hátránya, hogy sok táplálékfeleség (pl. növények) nem jelölhető vele, illetve pergő tulajdonsága miatt valamiféle „ragasztóanyagra” is szükség van a használatához. A felsorolt példák is mutatják, hogy az eddig használt jelölőanyagok tulajdonságai sok szempontból nem kielégítőek. Az általunk használt jelölőanyag a kozmetikából és dekorációs technikákból ismert csillámpor. A vizsgálatunkban ezzel jelöltük meg az állatok számára felkínált csaliétket/táplálékot. A csillámpor használhatóságát a következő célok szerint teszteltük:

1. A különféle csillámporok, típusok kiválasztása, a jelölőanyagként való használhatóság szempontjából (méret, anyag, szín);
2. A csillám – mint jelölőanyag – emészthetőségének, illetve emészthetlenségének tesztelése;
3. Az ellenőrzött körülmények között etetett csillám megjelenésének vizsgálata a hullatékokban;
4. A csillám hullatékból való kimutatási lehetőségeinek vizsgálata;
5. A különböző csillámok különböző állatfajok emésztőrendszerből történő ürülési sebességének mérése.

Módszerek és eszközök

A csillámok leírása és vizsgálata

A kísérleteink során használt különféle színű csillámporok, apró (0,1–1mm közötti), egyforma méretű és alakú, különálló lapocskákból állnak (1. kép). Léteznek műanyag (poliészter) és alumínium alapanyagú csillámok is. A műanyag alapú csillámokat egyrészt a kozmetikaiparban használják bőrre, hajra, körömre kenhető formában, vagy szájfények, szemfestékek adalékanyagaként, másrészt dekoráló anyagként alkalmazzák. Az alumínium alapanyagú csillámokat főképp dekorációs célokra használják.

Az általunk használt különböző csillámokat egyértelmű azonosíthatóságukért az átmérőjük alapján a következőképpen neveztünk el: Apró: kb. 0,1mm, Kicsi: kb. 0,2mm, Nagy: kb. 0,4mm, Nagy2: kb. 0,6mm, Óriás: kb. 1,00mm. Anyagukat és eredeti rendeltetésüket tekintve: D: poliészter alapú dekor csillám; K: poliészter alapú kozmetikai csillám; A: alumínium alapú dekor csillám.

Az alkalmazott kísérleti kombinációk: 1. apró, ezüst (K); 2. kicsi, piros (K); 3. nagy, ezüst (A); 4. nagy, zöld (K); 5. kicsi, lilás-ezüst (vegyes apróval) (K); 6. kicsi, sárga-ezüst (vegyes apróval) (K); 7. kicsi, ezüst (K); 8. apró-kicsi-nagy vegyes, sárga (D); 9. kicsi, piros (K); 10. kicsi, lila (D); 11. kicsi, arany (A); 12. nagy, zöldes (D); 13. kicsi, piros (D); 14. óriás, piros (D); 15. nagy, UV zöld (A); 16. nagy, piros (D); 17. nagy, arany (D); 18. nagy, ezüst (D); 19. nagy 2, piros (D); kontroll: 2 mm átmérőjű műanyag gyöngy.

A csillámoknak az emésztőrendszer savas közegében feltételezhető változásait kémiai kísérletben ellenőriztük. Ezek során egyrészt tömény sósavban, másrészt hígabb sósavoldatban, (pH 1-től pH 4-ig töménységben) egy órán át 40°C-on tartva, vagy néhány percig forrpontig hevítve, vagy egy hétig szobahőmérsékleten tárolva teszteltük a csillámokat.

A műanyagalapú csillámok mikroszkópos vizsgálata során összehasonlítottuk annak etetés előtti és emésztés utáni mikroszkópos képét, hogy az esetleges oldódás nyomait megtaláljuk.

A csillámok kísérleti állatokra való hatásának vizsgálata

Az állatok vizsgálatba lépési sorrendje: egér (*Mus musculus*), törpenyúl (*Oryctolagus cuniculus domestica*), kutya (*Canis familiaris*), vadászgörény (*Mustela putorius furo*), vad-disznó (*Sus scrofa*), házi juh (*Ovis gmelini*), gímszarvas (*Cervus elaphus*) volt. A különféle táplálékokat a csillámporral könnyen meg tudtuk jelölni. A használt jelölőanyag mennyiségét ml-ben adtuk meg. Az egyes fajokra vonatkozó alapadatokat az 1. táblázatban foglaltuk össze.

1. táblázat. Különböző állatfajok táplálékának csillámmal való jelölése, és hullatékának/ürülékének vizsgálata. A kódok magyarázata a szövegben található.

Table 1. Baitmarking by glitters and investigation of glitter marked droppings of different animals.

Faj	Jelölőanyag mennyisége és [kódja]	A jelöléshez használt csali/táplálék	Kísérletek száma	Megjegyzés
Egér	Késhegynyi [1; 2; 5; 6; 8]	Zúzott dióbél	5 alkalom	Az állatok folyamatos megfigyelése. A csillám felszíni megjelenésének vizsgálata.
Törpenyúl	1,5 ml [Az összes csillámpor legalább egyszeri tesztelése]	Káposztalevél	25 alkalom	1 hónapon át, folyamatosan etetve az előző ürülését követően, újabb csillámfélékkel. Fél éven keresztül időközönként újabb csillámporok tesztelése. Az állat folyamatos megfigyelése. A hullaték regisztrált időközönkénti begyűjtése, illetve mintavétele. A felszíni jelöltség, majd a teljes kiürülés vizsgálata, a hullatékok szárításával, majd szétbontásával.
Kutya	4 ml Kétféle jelölőanyag használatkor 2–2 ml [2;7;8;10;13;14;15;16;18;19; kontroll: 4 ml 2mm-es gyöngy]	Számos táplálék-féleség: hús, rántotta, sajt, sonka, csirke far-hát, méz	7 alkalom	Az állat kifutóba zárása. Ürülék 12 óránkénti begyűjtése, egyedi mintakezelés, a felszíni jelöltség vizsgálata, 2 alkalommal kimosás, a teljes kiürülés vizsgálata. Gyöngy használatokor ürülék megtörése, szétkenése.
Vadászgörény	1,5–1,5 ml [9;15]	Macskatáp	2 alkalom	Hullaték gyűjtése 24 óránként. Felszíni jelöltség vizsgálata.
Vaddisznó	6 ml [15] 9–9 ml [16 és 17] 9–9 ml [16 és 17]	20 l vízbe áztatott kenyér	2 alkalom	Első alkalom (próba): 3 süldő, egyszerre etetés, karámban elkülönítés, regisztrált időközönként az összes hullaték begyűjtése, lefagyasztása, hullaték felszíni vizsgálata. Második alkalom: 3 süldő, majd 3 felnőtt együtt etetve, majd lásd első alkalom, továbbá hullatékból minta vétel, kimosás, a teljes ürülés vizsgálata.
Házi juh	4 ml [17] 9 ml [18]	1 kg morzsolt kukorica	2 alkalom	Első alkalom (próba): karámban elkülönítés, összes hullaték regisztrált időközönkénti begyűjtése, lefagyasztása, hullaték felszíni vizsgálata, ill. megtöréses szemrevételezés. Második alkalom: lásd első alkalom, majd mintavétel, kimosás, a teljes ürülés vizsgálata.
Gímszarvas	6 ml [17] 12 ml [10] 6 ml [12]	½ kg nedvesített morzsolt kukorica, Tyúkhúr	1 alkalom	Karámban elkülönítés, preferencia vizsgálat, összes hullaték regisztrált időközönkénti begyűjtése, lefagyasztása, felszíni vizsgálat, hullaték megtörése, majd kimosása, (pezsgőtablettás feltárás), a teljes ürülés vizsgálata.

Csak a gímszarvasoknál használt morzsolt kukoricát permeteztük meg egy kis vízzel, hogy a csillám jobban tapadjon a kukoricaszemekhez. Itt nem csak az ürülés hosszát vizsgáltuk, hanem megfigyeltük, vajon a csillám jelenléte a táplálékon okoz-e averziót az állatoknál, vagyis a csillámmal kezelt táplálékot ugyan úgy elfogadja-e, mint a kezeletlent. Az 1-es gímbika egy 1 méter hosszú vályú jobb oldalára csillámmal jelölt, a baloldalra jelöletlen, 0,5–0,5 kg, nedvesített, morzsolt kukoricát kapott. Az oldalválasztási preferencia kiküszöbölésére a két oldalt kétszer megcseréltük. A kísérletet megismételtük egy-egy csokor tyúkhúrral is, majd hasonló módon jártunk el a 2-es gímszarvas bikával is.

Kutyák esetében kontrollként két alkalommal elvégeztük a DELAHAY és munkatársai (2000) által leírt, 2 mm-es átmérőjű gyönggyel való jelölést is úgy, hogy a gyönggyel jelölt csalihoz hozzáadtuk a megfelelő mennyiségű csillámot is.

Az új jelölő módszer segítségével terepi vizsgálatokat is végeztünk. A SZIE VMI munkatársai a bárnai vaddisznós kertben, a vaddisznókkal kapcsolatos kutatásaik egyik kiegészítő vizsgálataként használták a csillámport mint jelölőanyagot. Cél a vaddisznók területhasználataira vonatkozó adatok gyűjtése, valamint a területen lévő etetők használatának vizsgálata volt. Két alkalommal a vaddisznós kert négy legtávolabbi pontján lévő etetőkbe helyeztek ki egyenként kb. 15 kg morzsolt kukoricába kevert 120 ml, négyféle színű csillámot.

Hullatékok/ürülékek vizsgálata

Az egerek esetében csak az ürülék szabad szemmel látható, felszíni jelöltségét vizsgáltuk. A törpenyúl esetében, napközben átlagosan 3 óránként gyűjtöttük be az összes hulladékot (nyúlbugyót), illetve külön dobozba áthelyezve az állatot gyűjtöttük a mintát tőle. A felszínen jelölést nem tartalmazó hullatékot megszáritottuk, majd fehér papír felett elmorzsoltuk, és vizsgáltuk, hogy található-e bennük csillám. A kutyaürüléknek először a felszínét vizsgáltuk meg, majd a szabad szemmel láthatóan nem jelöltekből néhányat lefagyasztottunk. Ezt követően a laboratóriumban próbaképpen folyóvíz mellett 0,3 mm-es szűrőn átszűrtük ezeket, amíg a csurgalékvíz tisztává nem vált, majd a szűrletet Petri-csészébe kihelyezve megvizsgáltuk (LANSZKI 2002, 2003), hogy található-e benne nagy csillám.

A vaddisznó, a juh és a gímszarvas esetében a regisztrált időközönként begyűjtött hullatékok egészét lefagyasztottuk. A vizsgálat során először megvizsgáltuk a minta egészét és feljegyeztük, hogy a felszínen, hány csillám látható szabad szemmel. 20 db csillám jelenlétén túl nem számoltunk tovább, azt jól jelöltnek nyilvánítottuk, 20 db alatt megszámláltuk, és az adatokat rögzítettük. (A juh és a gímszarvas felszínen már alig vagy nem jelölt hullatékának egyszerű megtörésével további csillámok válnak láthatóvá. Ez az eljárás a terepi viszonyok között egyszerű, de hasznos lépés lehet.) A gímszarvas és a juh esetében három-három hullatékbugyót véletlenszerűen kiválasztottunk, a vaddisznók esetében a hulladék közepéből egy kisebb, dió nagyságú mintát vettünk (ez utóbbi mintavételi módszert használtuk a hasmenéses gímszarvas hullatékánál is), és a kutyaürülék vizsgálatánál leírt módon kimostuk. A szűrletet Petri-csészébe helyeztük, a felszíni számlálást azonos módon végeztük, majd a csillámok számát feljegyeztük (2. kép).



1. kép. A csillámok változatos színűek és méretűek.
Picture 1. Glitter powders of various colours and sizes.



2. kép. Csillámmal jelölt gímszarvashulladék szűrés után, Petri-esésében vizsgálva.
Picture 2. Red deer faeces marked with glitter powder after filtration, examined in a Petri dish.

Az 1-es gímszarvas esetében, melyet nagy (0,4 mm) és kicsi (0,2 mm) csillámmal egyszerre jelölt táplálékkal etettünk meg, egy másik módszert is alkalmaztunk a kicsi csillám kimutathatóságára, tekintettel arra, hogy ez a szűrőn átmosódik. Három hullatékbagyót feloldottunk, majd szűrőn átmostunk, melyen azonban a nagyobb rostok és a nagy csillámok fennmaradtak. Az első csurgaléklevet felfogtuk, és beledobtunk egy pezsgőtablettát. A felszabaduló gáz az apró részecskéket, így a kicsi csillámokat is, a csurgalékklé felszínére hozta, hab formájában. A habot itatóspapírral „lehúztuk”, és azon számláltuk a csillámokat. Ezt a vizsgálati módszert csak próbaképpen használtuk az 1-es gímszarvas első és utolsó hullatékából vett mintán, de jól használhatónak bizonyult.

A vaddisznók terepi vizsgálata során a jelölt táplálék kihelyezését követő második napon szedték össze a hullatékokat az etetők közötti sávban.

Eredmények és értékelés

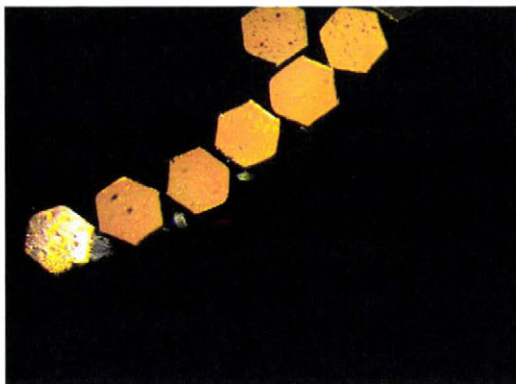
A csillámporok tulajdonságai

A kémiai ellenőrzések során az általunk használt műanyag (poliészter) alapú csillámok sósavban nem mutattak semmiféle reakciót. Az alumínium alapú csillám is csak tömény sósavban és csak 3–4 nap alatt oldódott. A dekorációs csillámok olcsóbbak, mint a kozmetikai csillámok, azonban vigyázni kell, mert minőségük is különböző lehet, így ajánlott használatuk előtt mintát venni, és kémiai és fizikai tulajdonságaikat ellenőrizni. A kozmetikai csillámok minőségét szigorúan ellenőrzik, így közöttük nem találtunk különbséget. A dekorációs csillámporok esetében egyetlen alkalommal kereskedői félretájékoztatás miatt abban a hiszemben voltunk, hogy a már előzetesen letesztelt csillámpormárkát szereztük be külföldről, és ezt használtuk egyik terepi vizsgálatunk során. Egy idő múlva azt tapasztaltuk, hogy a csillámok elveszítették az eredeti színüket és csak ezüstszínben jelöltek. Ezek után került sor ennek a csillámnak a kémiai és zárt körülmények közötti vizsgálatára. Ez a rossz minőségű csillám a sósavas tesztek során is veszített a színéből, és az állatok hullatékában, bár jól láthatóan megjelölődött, a csillámok a harmadik nap után elveszítették az eredeti színüket. A csillámok mikroszkópos képe az emésztést követően sem mutatott elváltozást (3. kép).

A csillámporok állatokon való tesztelése alapján megállapítható, hogy a csillámmal való etetést követő időszakban a vizsgált állatfajok közül egyik sem mutatott eltérést a normális-tól, sem táplálkozásában, sem ürítésében, sem viselkedésében, a hullaték célzott jelöltségén kívül. A csillám, fajtól függően leghamarabb 2–3, legkésőbb kb. 24 órán belül megjelent a hullaték/ürülék felszínén, és bár az idő előre haladtával csökkenő mértékben, szintén fajtól függően két, esetenként öt napon túl is jelölte azt (2. táblázat).

Egerek

Az egerek megették az apró és a kicsi csillámmal jelölt táplálékot, a nagy csillámot nem, az óriás csillámot mérete miatt ki sem próbáltuk. A csillám néhány órán belül megjelent az ürüléken, és azt szabad szemmel is jól láthatóan jelölte.



3. kép. A csillám mikroszkópos képe.
Picture 3. Microscopic image of glitter powder.

2. táblázat. Különböző fajú állatok hullatékának csillámmal való jelölési vizsgálata.
Table 2. Investigation of glitter marked droppings of different animals.

Faj	Felhasznált csillám mérete	A csillám hullatékban/ürülékben való megjelenésének kezdete	A csillám kimutathatóságának időtartama	Megjegyzés
Egér	Apró Kicsi	Kb. 2–3 órán belül	Nem vizsgáltuk	Nincs semmilyen a normálistól való eltérés, az ürülékek jól láthatóan jelölődtek.
Nyúl	Apró Kicsi Nagy	Kb. 3 óra	48–56 óráig 56–72 óráig 48–56 óráig	Az apró csillám szabad szemmel nehezen észlelhető, terepi használata nehézkes lehet. A kis csillám kiválóan látható, és néhány órával tovább ürül, mint az apró és a nagy. A nagy csillám kissé jobban pereg, de már egy szem is könnyen észlelhető.
Kutya	Kicsi Nagy Óriás Gyöngy	Kb. 24 óra	2–7db ürülék/48–72 óra alatt	A felszínen szabad szemmel is jól látható módon jelölt ürülékek. Nem észlelhető számottevő különbség a különböző méretű csillámok jelölő képességében. A csillámok feltűnőbben jelölnek, mint a gyöngy, és a csillám használata praktikusabb. A kutya mindhárom csillámméretet elfogadta.
Vadászgörény	Kicsi Nagy	Kb. 24 óra	5db ürülék/48 óra alatt	A felszínen szabad szemmel is jól látható módon jelölt ürülékek. A kis és nagy csillám jelölő képessége között nincs számottevő különbség.
Vaddisznó	Kicsi Nagy	Kb. 24–36 órán belül	Kb. 5 napig	A felszínen szabad szemmel is jól látható módon jelölt hullatékok, kimosással további csillámok feltárhatóak.
Házi juh	Kicsi Nagy	Kb. 24 óra	Kb. 5napig	A felszínen kevésbé látható módon jelölt hullatékok, azonban megtörve, a belső felszínen jó jelöltség, kimosással további csillámok feltárhatóak.
Gímszarvas	Kicsi Nagy	Kb. 24 óra	Kb. 5 napig	A felszínen szabad szemmel is jól látható jelöltség, megtörve és kimosva újabb csillámok mutathatóak ki. A kis és nagy csillám jelölő ideje között nincs számottevő különbség.

Törpenyúl

A törpenyúlón végzett kísérletsorozatban a hosszabb időn át tartó, folyamatos csillámmal való etetés esetleges élettani hatásait is ellenőriztük, továbbá a különböző méretű csillámok ürülési idejét teszteltük. Az egy hónapon keresztül kb. 72 óránkénti újabb és újabb csillámtípussal való etetés, valamint a kb. fél éven át tartó, időközönkénti újabb tesztek során sem észleltünk semmilyen, a normálistól eltérő jelenséget a nyúlánál, a hullaték jelöltségén kívül. A nyúlánál az etetést követő kb. 3 óra elteltével jelentek meg a csillámok a hullatékban. A legkisebb (apró) csillámok 36 óra elteltével egyre nehezebben voltak szabad szemmel észrevehetőek, 56 óra után már nem volt jelölt a hullaték. Ez a csillám feltehetően terepen nehézkesen lenne használható. Apró mérete miatt ugyanis nehezen észrevehető, különösen ha nem száraz a hullaték. A kicsi csillámok nagyon jól észlelhetők voltak, feltűnően kitűntek a hullaték anyagából. Méretük is elég nagy volt ahhoz, hogy még 48 óra elteltével is jól észrevehetőek legyenek, a hullatékok felszínén is. Szétmorzsolva a száritott, alig jelölt vagy látszólag jelöletlen hullatékokat, a morzsalékban megjelenő egy-egy újabb csillámot is jól észre lehetett venni. 72 óra elteltével már nem találtunk jelölt hullatékot. A nagy csillámok méretükből adódóan még könnyebben észrevehetőek a hullatékban, azonban a jelölés során egy kicsit jobban peregnek, mint a kis csillámok. 56 óra elteltével szabad szemmel nem volt látható a jelölés, és a szétmorzsolás után sem találtunk csillámot. Úgy tűnik, hogy ez a fajta csillám valamivel rövidebb ideig jelöl, de tekintve hogy nagyon jól látható szabad szemmel, a terepen feltehetően hatékony lehet a használata (4. kép).

Kutya

A kutyával végzett kísérletek során a kicsi, a nagy és az óriás csillám jelölő tulajdonságait vizsgáltuk. A jelölőanyagot különféle táplálékba/csalétekbe keverve adtuk, amit a kutya jóízűen megevett. Átlagban, kb. 24 óra elteltével feltűnően és csillámmal vastagon fedett, 1–2 db ürüléket találtunk. Mindhárom méretű csillám jól és feltűnően jelölt (5. kép). 48 óra elteltével, általában újabb 1–2 db, szabad szemmel még láthatóan jelölt ürüléket találtunk, azonban az első napinál kevésbé észrevehetően voltak jelölve. Az ürüléket megtörve, annak belső felszínén is láthatóak voltak a csillámok. Öt esetben 72 óra, két esetben 48 óra elteltével már nem volt szabad szemmel látható csillám sem az ürülék felszínén, sem a belsejében. Az etetéstől eltelt idő alatt 3–5 db jelölt ürüléket találtunk, kivéve a mézbe kevert csillám esetében, amikor csak 2db-ot, illetve a jelölt csirkefar-hát esetében, amikor viszont 7db-ot. Kontroll kísérletként két alkalommal elvégeztük a DELAHAY és munkatársai (2000) által leírt, 2mm-es átmérőjű gyönggyel való jelölést is. Kíváncsiak voltunk, hogy a gyönggyel jelölt táplálékot a kutya megeszí-e, és hogy a gyöngy hogyan és meddig jelöl. Mivel azonban az ezzel párhuzamosan folyó terepi kísérletek során az egyik csillámfajta veszített a színéből, tesztelendő, ebből a csillámporból is hozzáadtunk 4 ml-t. A kutya elfogadta ezt a kezelt csalt is. 24 óra elteltével a csillám figyelemfelkeltően csillogott a hullatékban, és a gyöngy is megtalálható volt a felszínén. A 48 óra elteltével, a csillám még mindig, a felszínen is jól észrevehető módon jelölt, azonban a gyöngyökből a felszínen csak 1–1 db-ot, azt is csak részben lehetett látni. 72 óra elteltével 2 újabb ürüléket találtunk, ebből az egyik még szabad szemmel látható módon jelölt volt csillámmal, gyöngyöt csak az ürüléket teljesen szétkenve találtunk. Ez a fajta csillám azonban a terepi kipróbálásához hasonlóan, ebben a kísérletben is veszített a színéből. A szabad szemmel már láthatóan nem jelölt ürülékek kimosásával, újabb csillámokat érdemben nem tudtunk feltárni.



4. kép. Nagy, zöld csillámmal jelölt törpenyúlhullaték egyben és szétmorzsolva.
Picture 4. Dwarf rabbit faeces marked with large green glitter powder in one piece, and crumbled.



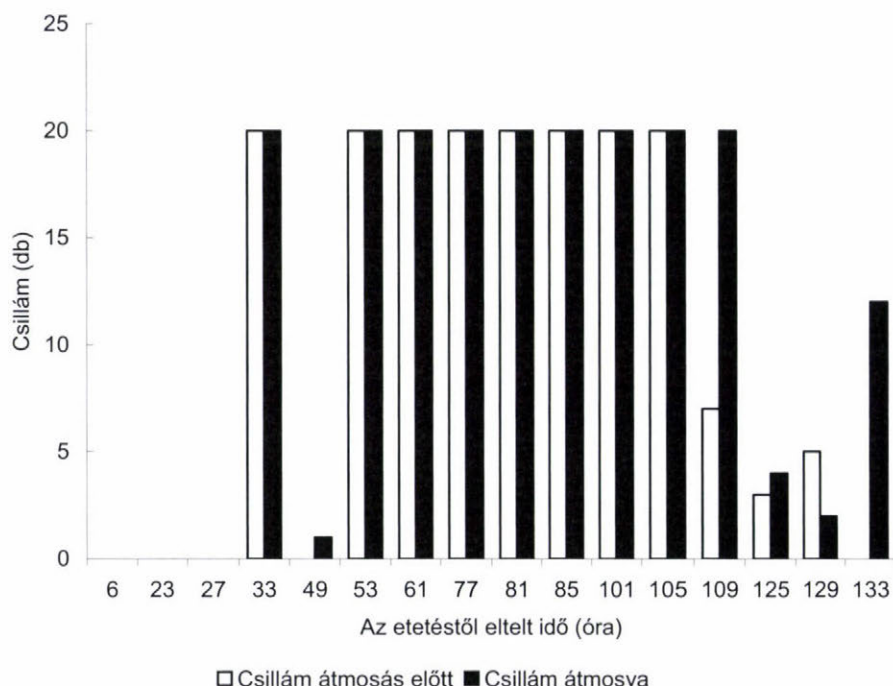
5. kép. Csillámmal jelölt kutyaürülék.
Picture 5. Dog faeces marked with glitter powder.

Vadászgörény

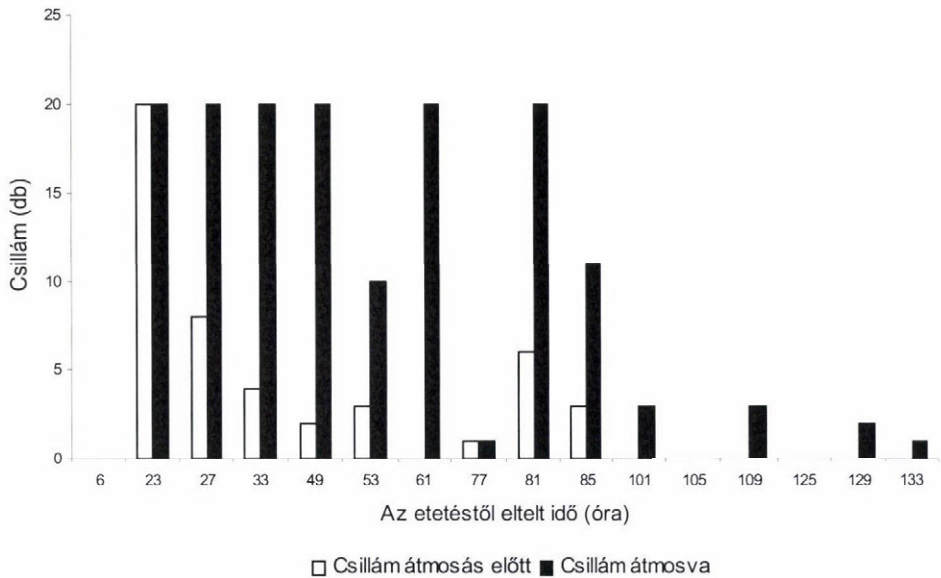
Mindkét gyűjtés során 24 órával az etetés után megjelent a csillám az ürülékek felszínén. 5–5 jelölt ürüléket találtunk 48 óra alatt. Két nap után azonban szabad szemmel láthatóan jelölt ürüléket már nem találtunk.

Vaddisznó

A vaddisznón végzett első kísérlet csak azt célozta, hogy teszteljük a csillámpor jelölő képességét ennél az állatfajnál is. A csillám a második naptól jelölte a vaddisznók hullatékát, azonban az nyilvánvalóvá vált, hogy több jelölőanyagot kell a következő vizsgálatokhoz használni. A második alkalommal a felnőtt állatok vizsgálatakor a csillám már szabad szemmel is jól látható módon jelölte a hullatékok felszínét az etetést követő négy napon át, és még az ötödik napon is látható volt. Ezeket az adatokat támasztják alá a hulladék atmosférai eredmények is, melynek során csak az ötödik napon volt megfigyelhető a csillám fogyása a mintákból (1. ábra). A süldők esetében a hullatékok felszíne szabad szemmel láthatóan négy napig volt csillámmal jelölve, azonban jóval alacsonyabb mértékben, mint a felnőtt állatoké. A süldők esetében az atmoszférai alkalmával három napig jól kimutathatóan, a második naptól csökkenő mértékben, de még az ötödik napon is kimutathatóan jelölt a csillám (2. ábra).



1. ábra. Vaddisznók csillámürítésének vizsgálata szabad szemmel atmosás előtt és után.
Figure 1. Investigation of wild boar's glitter marked droppings visible by eye before and after washing.



2. ábra. Süldők csillámürítésének vizsgálata szabad szemmel atmosás előtt és után.

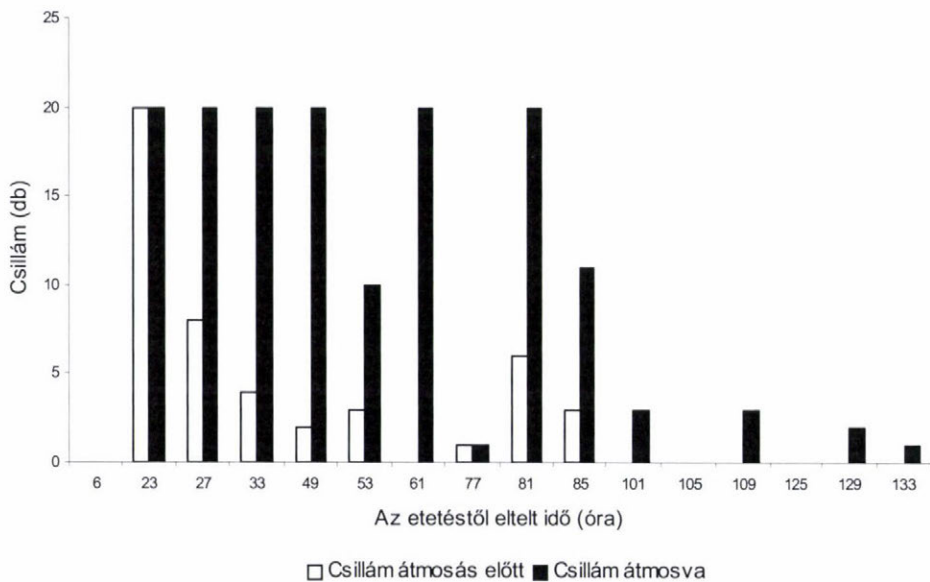
Figure 2. Investigation of wild boar yearling' glitter marked droppings visible by eye before and after washing.

Házi juh

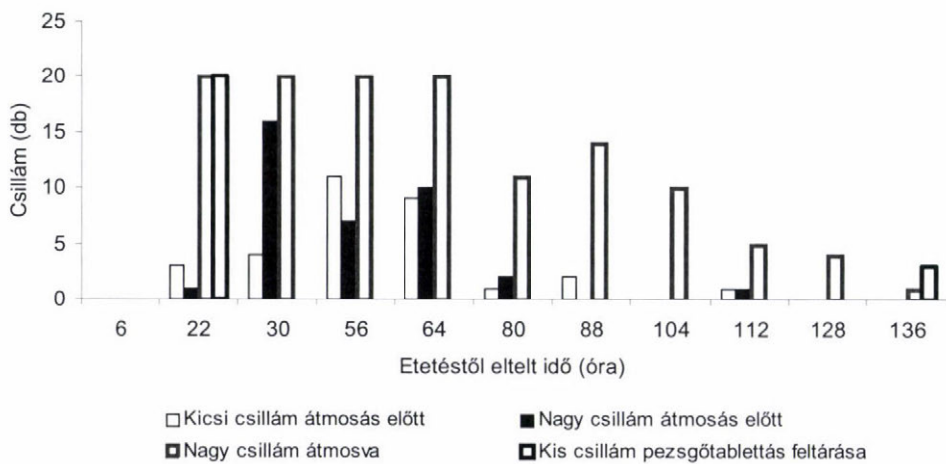
Az első vizsgálat során a próbaként használt kis mennyiségű jelölőanyag miatt a jelölés nagyon csekély volt. A második alkalommal megemeltük a jelölőanyag mennyiségét. A juh esetében a csillám a hulladék felületén igen gyengén volt jelen az összes mintában, azonban a hulladékot megtörve, annak belső felszínén jól megfigyelhető volt, és erősen jelölte azt. Az etetést követő 24 óra múlva jelent meg a csillám a hulladékban, és még az ötödik napon is kimutatható volt. Ezt támasztják alá a kimosott minták is, melyekben csak az ötödik napon volt először észlelhető a jelölőanyag kisebb mértékű csökkenése (3. ábra).

Gímszarvas

A gímszarvasok egyáltalán nem mutattak averziót a csillámmal jelölt táplálékkal szemben. Egyformán elfogadták a csillámmal jelölt és a jelöletlen táplálékot. A csillám feltűnő színe, csillogása sem zavarta őket. Az etetéstől számított 24 órán belül, szabad szemmel jól látható módon jelent meg a csillám és még 2 napig jól látható módon ürült. Ezután a gímszarvas kissé hasmenéses lett (ami a kezelést megelőzően is előfordult), és a hullék minta összeolvadt egy masszává, de még így is további 2 napig szabad szemmel is láthatóan jelöletlen ürült. A kimosott mintákból még az ötödik napon is kimutatható volt a csillám, azonban jelölése ekkor már gyenge volt (4. ábra). Jelentős eltérés a kicsi és a nagy csillám jelölési ideje között, szabad szemmel láthatóan nem volt, azonban a nagyobb csillám valamivel könnyebben volt észlelhető.



3. ábra. Házi juh csillámürítésének vizsgálata szabad szemmel átmosás előtt és után.
Figure 3. Investigation of seep's glitter marked droppings visible by eye before and after.



4. ábra. Gímszarvas kicsi- és nagycsillám-ürítésének vizsgálata szabad szemmel átmosás előtt és után, valamint pezsgőtablettás feltárást követően.
Figure 4. Investigation of red deer's glitter marked droppings visible by eye, before and after washing, and after using effervescent tablets.

Vaddisznó

A vaddisznók terepi vizsgálatának eredményei biztatóak, azonban kiértékelésük még nem fejeződött be. A kísérlet során használt csillám szabad szemmel is jól látható módon, egyértelműen jelölte a hullatékok egy részét, azonban sajnos e terepi kísérlet során használtuk a rossz minőségű, eredeti színét elvesztő csillámot, és így a különböző etetőkből származó, különböző színnel jelölt táplálékot fogyasztó állatok hullatékait egy idő után már nem lehetett elkülöníteni. Azonban a csillámmal való jelölés mint módszer jól működött és feltételezhető, hogy az eredeti, általunk tesztelt és jól bevált csillámporokat használva a kísérlet megismétlése sikeres lesz.

Következtetések

A vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a csillámpor mint új típusú jelölőanyag kiválóan működött, használatával kapcsolatban számos előnyt tapasztaltunk. A csillámporról – mint táplálékot jelölő anyagról – az állati szervezetre való esetleges hatásait vizsgáló tesztheink során bebizonyosodott, hogy a vegyi és emésztési folyamatoknak ellenáll. Az emésztést követő mikroszkópos képe nem változott, és a vizsgált állatokon sem okozott semmiféle eltérést a normálistól, még a többszöri vagy folyamatos etetése során sem. Ellenében egyes festékekkel, biomarkerekkel (SAVARINE et al. 1992), használata teljesen ártalmatlan. További előnye, hogy mind a vele történő jelölés, mind a kimutatása nagyságrendekkel olcsóbb, egyszerűbb, különösebb laborfelszerelést és speciális szakértelmet sem kíván. A vizsgált állatok egyike sem mutatott averziót a csillámporral jelölt táplálékkal szemben. Változatos méreténél fogva, bármely állat megetethető vele. Könnyen kezelhető és nem igényel speciális tárolást. Növényi és állati eredetű táplálék egyaránt jelölhető vele. Tehát ezen szempontokból is praktikusabb és univerzálisabb jelölőanyag, mint pl. a gumi-reszelék (SZEMETHY et al. 2008), a gyöngy (DELAHAY et al. 2000) vagy a műanyag darabkák (RÖSNER & SELVA 2005), amelyek bizonyos állatfajok esetében ugyan jól beváltak, de használatuk sok állatfaj, illetve tápláléktípus jelölése esetében nehézkes vagy lehetetlen. A csillám a hullatékokból és az ürületekből is könnyen kimutatható. Állatfajtól függően különböző intenzitással, de szabad szemmel is jól láthatóan megjelenik minden esetben a hulladék, illetve az ürület felszínén és belsejében is. Ha a jelölés már nem eléggé intenzív és csak néhány csillám látható rajta, akkor is „kicsillog” a hullaték, így nem kell feltétlenül alávetni további kezelésnek (DELAHAY et al. 2000), bár a szétdarabolás itt is újabb, belső csillámok feltárását teszi lehetővé. A csillám darabszámát tekintve egységnyi térfogatban nagyságrendekkel több jelölő részecskét tartalmaz, mint a gyöngy. Így alkalmas egészen kis mennyiségű csali falatok nagymennyiségű jelölőanyaggal való ellátására. A szabad szemmel való megfigyelésen kívül további két másik módszerrel is kimutatható. Így atmosférból eredő szűrlet vizsgálatával, illetve pezsgőtablettás feltárással, melyek csak akkor szükségesek, amikor a csillám már nem jelöl szabad szemmel láthatóan. Az alkalmazásának egyik buktatója lehet, ha a minősége nem megfelelő. Ezért ajánlatos az egyes típusokat letesztelni és a továbbiakban megbízható forgalmazótól beszerezni. Az új márkákat minden esetben le kell tesztelni, például a módszertannál leírtak figyelembevételével. A csillámpor kiválasztásakor célszerű figyelembe venni az állat ürülékének, hullatékának és a benne lévő rostoknak vagy egyéb színes elemeknek a színét, és érdemes ezektől eltérő színeket használni a táplálék jelöléséhez. Ugyanezt javasolták a gyöngy esetében is (DELAHAY et al. 2000). Ugyanakkor a csillám – nevéből is következő – nagy előnye, hogy csillog, és

ezért a színétől függetlenül általában jól felismerhető a hullatékban. A méretének megválasztását a vizsgálandó állat mérete befolyásolhatja, bár ez főként a kis testű állatokra (pl. egér) igaz, tekintettel arra, hogy ezek a nagyobb csillámot nem tudnák megenni. Ugyanakkor a kisebb méretű csillám a nagy testű állatok hullatékát is kiválóan jelöli. Egyedül a törpenyúl esetében észleltünk némi eltérést a kis és a nagy szemű csillám jelölési ideje között a kisméretű csillám javára (maximum fél nap). Kétségtelen, hogy a nagyméretű csillám valamivel jobban észrevehető a hullaték felszínén. A jelölt táplálékkal való etetést követően a csillám a hullatékban, illetve az ürülékben fajtól függően 3 óra és kb. 24 óra között jelenhet meg, és szabad szemmel is jól látható módon jelöli azt. Ez a jól látható jelölés, fajonként és táplálkozási formától függően, időarányosan csökkent. Laboratóriumi körülmények között a hullaték, illetve ürülék kimosásával, feltárással az esetek többségében valamivel hosszabb ideig volt kimutatható a csillám jelenléte. Ezeket az adatokat a csálétek kihelyezését követően, a hullatékok begyűjtési idejének megválasztásakor feltétlenül figyelembe kell majd venni.

Összességében a csillámporos jelölés sokféle vizsgálat elvégzésére alkalmas, perspektivikus módszer. Használható például emlősök táplálkozásbiológiai, köztük takarmányhasznosítási, valamint területhasználati, mozgáskörzetre vonatkozó, mozgáskörzet nagyságra és társas szerveződésre irányuló vizsgálatokban is.

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani a Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársainak. Köszönetet mondunk ÚJVÁRI DÓRÁNAK (PhD hallgató), aki mind az ellenőrzött kísérletek során segítségünkre volt, mind saját terepi vizsgálataiba is bevonta a csillám használatát. Köszönjük SZABÓ LÁSZLÓ (PhD hallgató) segítségét, aki szintén bevonta saját terepi vizsgálataiba a csillám tesztelését.

Irodalomjegyzék

- CRABTREE, R.L., BURTON, F.G., GARLAND, T.R., CATARDO, D.A. & RICKARD, W.H. (1989): Slow-release radioisotope implants as individual markers for carnivores. *Journal of Wildlife Management* 53(4): 949–954.
- DELAHAY, R.J., BROWN, J.A., MALLINSON, P.J., SPYVEE, P.D., HANDOLL, D., ROGERS, L.M., CHEESEMAN, C.L. (2000): The use of marked bait in studies of the territorial organization of the European Badger (*Meles meles*). *Mammal Review* 30(2): 73–87.
- KRUUK, H. (1989): *The social badger*. Oxford University Press, Oxford, 156 pp.
- KRUUK, H. (1995): *Wild otters. Predation and populations*. Oxford University Press, Oxford, pp.16–19.
- KRUUK, H., GORMAN, M. & PARISH, T. (1980): The use of ⁶⁵Zn for estimating populations of carnivores. *Oikos* 34(2): 206–208.
- LANSZKI J. (2002): *Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája*. Natura Somogyiensis 4, Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, 177 pp.
- LANSZKI J. (2003): *Ragadozó emlősök és táplálkozásuk*. Oktatási segédanyag, Kaposvári Egyetem Állattudományi Kar Ökológiai Munkacsoport, Kaposvár, pp. 55–65.
- OGILVIE, S.C. & EASON, C.T. (1998): Evaluation of Iophenoxic Acid and Rhodamine B for marking Feral Ferrets (*Mustela putorius furo*). *New Zealand Journal of Zoology* 25:105–108.
- RÖSNER, S. & SELVA, N. (2005): Use of bait-marking method to estimate territory size of scavenging birds: a case study on ravens *Corvus corax*. *Wildlife Biology* 11(3): 183–191.

- SAVARINE, P.J., JOHNS, B.E. & GADDIS, S.E. (1992): A review of chemical and particle marking agents used for studying vertebrate pests. *Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference*, University of Nebraska, Lincoln, pp. 251–257.
- SZEMETHY L., KATONA K., TERHES A., BAK N., KISS V. & BARTUCZ K. (2008): *Vadetetők hatókörének becslése*. Kutatási jelentés, Szent István Egyetem, VMI, Gödöllő, 36 pp.

Development and evaluation of a new non-invasive method for marking mammal faeces

MÁTÉ BUCZKÓ & MIKLÓS HELTAI

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute for Wildlife Conservation.
Páter Károly u. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary E-mail: mate@mam121.t-online.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 57–72.

Abstract. Droppings of mammals are one of the rightfully popular research subjects of mammal research projects using indirect methods, and their examination offers plenty of possibilities. This report presents a new bait-marking method which is suitable even for field research, relatively inexpensive and easily applicable for anybody. The new marking material we tested and employed was glitter powder used in cosmetics or decoration, available in many colours and sizes. The food/bait we offered to the animals in our tests was marked with glitter powder. Baits of meat or vegetable are equally easy and simple to be marked. Mixed in the baits or in their food, mammals showed no aversion against it. The glitter powder marked the droppings of the tested mammals visibly to the naked eye, and at the same time it did not cause any change in behaviour, in their intake of food, or in defecation. The glitter powder did not show any reaction during chemical tests, and when crossing the digestive system. We examined the marking ability of different kinds of glitter powder, their duration of passage, and that how long and how intensively they can keep their marking ability in the case of animals with different digestive strategies. Depending on the species, the minimum duration was two days, but in some cases we could detect even more than five days of marking. We successfully adapted this method of marking (with glitter powder) to mammals of different species, different sizes and different nutrition (namely mouse, rabbit, dog, ferret, sheep, red deer, wild boar), under indoor conditions, for the time being. Field tests of marking with glitter powder are in progress.

Keywords: mammal research, new bait-marking method, easy to apply, glitter powders.

A betelepített vegyes ízeltlábú-együttes felhasználási lehetősége a hajtattott paprika biológiai védelmében

BÁN GERGELY¹, PINTÉR ADRIENN², FETYKÓ KINGA³, OROSZ SZILVIA⁴,
VERES ANDREA² és TÓTH FERENC²

¹Csongrád Megyei Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság,
H-6800 Hódmezővásárhely, Rárósi út 110.

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Növényvédelmi Intézet,
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: toth.ferenc@mkk.szie.hu

³Növényvédelmi Kutatóintézet, Magyar Tudományos Akadémia, H-1525 Budapest, Pf. 102

⁴Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Növény- és Talajvédelmi Igazgatóság,
Központi Károsító Diagnosztikai Laboratórium, H-1118 Budapest, Budaörsi út 141–145.

Összefoglalás. Lucernából és csalánból fűhálóval gyűjtött mintákban vizsgáltuk azon ragadozó ízeltlábú állatokat, amelyek a hajtattott növények kártevőinek potenciális természetes ellenségei lehetnek. Megfigyeltük a begyűjtött és fóliasátorba telepített vegyes ízeltlábú-együttes hatását hajtattott paprikán a kártevők elleni védekezés szempontjából. A hajtattott paprikában végzett hatásvizsgálat során a vegyes ízeltlábú-együttes alkalmazása mellett a szokványos védekezési technológiához képest harmadannyi vegyszerfelhasználás is elegendő volt a tripszek és levéltetvek ellen. A vegyes ízeltlábú-együttes alkalmazása megfelelő megelőző módszer lehet a tripszek és levéltetvek elleni védekezésben.

Kulcsszavak: *Orius* spp., Araneae, Coccinellidae, *Aeolothrips intermedius*.

Bevezetés

A vegyszerek alkalmazásával szemben a biológiai védekezési eljárásoknak számos előnye van a növényházi kártevők elleni védekezésnél: a rezisztencia kialakulásának esélye minimális; tripszek ellen hatékonyabb; nincs munka- és ételmezőszügi várakozási idő; nincs káros szermaradék; minimális környezetszennyezés; nincs fitotoxikus hatás; kisebb emberi munkaigényű az alkalmazás (LENTEREN 2000). A számos előny ellenére a magyarországi 5000 hektár hajtattott zöldségnövény mindössze 5%-án, közel 260 hektáron folytatnak biológiai védekezést. A hajtattott zöldségnövények közül a legnagyobb területen termesztett paprika esetében még rosszabb ez az arány, csupán 1,5%. Ez többségében a kereskedelmi forgalomban kapható *Neoseiulus* (*Amblyseius*) *cucumeris* (OUDEMANS) ragadozóatka és az *Orius laevigatus* (FIEBER) ragadozó virágpóloska tripszek elleni együttes alkalmazását jelenti (BUDAI et al. 2006). A két ragadozó faj közül egyik sem őshonos nálunk (BOZAI 1997, KONDOROSY 1999, RIPKA 2006), ez jelentősen növeli alkalmazásuk költségét.

Fő célunk olyan alternatív vegyszermentes védekezési módszer kidolgozása, amely hatékonyságát tekintve versenyképes a kereskedelmi forgalomban kapható természetes ellen-

ségek alkalmazásával, ugyanakkor költsége lényegesen kisebb. A természetes ellenségek szaporításával és tartásával kapcsolatos idő- és költségigényes munkák elkerülhetők, ha a környezetben előforduló növényekből tömegesen begyűjtött ragadozó ízeltlábú-együttest közvetlenül a gyűjtés után, válogatás nélkül telepítjük be a hajtatóházakba. A válogatás elhagyása miatt a ragadozók mellett fitofág ízeltlábú állatok is bekerülhetnek a fóliasátrakba, ami növeli a módszer alkalmazásának kockázatát.

Célunk volt megállapítani, hogy a lucerna és a csalán tartalmaz-e olyan ragadozó ízeltlábú állatokat, amelyek a hajtattott növények kártevőinek potenciális természetes ellenségei lehetnek, valamint meghatározni azt az időintervallumot, amikor növényvédelmi szempontból is jelentős mennyiségű a ragadozók egyedszáma. Vizsgálni kívántuk továbbá a két növényről származó vegyes ízeltlábú-együttes betelepítésének – mint lehetséges biológiai védekezési módszernek – hatását üzemi méretű hajtattott paprikában. E módszer kockázati tényezőinek felméréséhez a ragadozó ízeltlábú állatok mellett vizsgáltuk a lucerna és a csalán fitofág tripsznépességét is.

Anyag és módszer

A lucerna és a csalán ízeltlábú-együttesének vizsgálata

2006 és 2008 között egy gödöllői lucernatáblából, valamint Vácszentlászló és Zsámbok közötti út menti csalánból fűhálóval gyűjtöttünk mintákat. 2006-ban (július és augusztus között) mindkét növényből heti rendszerességgel 25 hálócspásnyi mintát vettünk, ismétlések nélkül. A következő két évben csalánból átlagosan 10–14 naponként vettünk mintát (április és augusztus között), lucernából pedig a kaszálásokhoz igazítva, egy növedékből általában 7–10 naponként. 2007-ben és 2008-ban egy felvételezés alkalmával 10 hálócspásnyi ízeltlábút hálóztunk, öt ismétléssel.

A begyűjtött ízeltlábúakat válogatásig nejlonzacskókban fagyaszttva tároltuk, majd 70%-os etanolban tartósítottuk. A ragadozó virágpoloska (*Orius* spp.) fajokat, a pókokat (Araneae), a katicabogarakat (Coleoptera: Coccinellidae) és a ragadozó tripszeket (*Aeolothrips intermedium*) megszámoltuk és faj szinten meghatároztuk. Az *Orius* fajokat PÉRICART (1972), a pókokat HEIMER & NENTWIG (1991), a katicabogarakat BÄHRMANN (2000), a tripszeket JENSER (1982) munkája alapján határoztuk meg.

A vegyes ízeltlábú-együttes hatása a hajtattott paprikára

Vizsgálatainkat a Jászságban és Gödöllőn üzemi méretű hajtattott paprikában végeztük 2006-ban és 2007-ben. Hét különböző helyszínen, két (egy kísérleti, egy kontroll) egymás mellett elhelyezkedő, azonos nagyságú fóliasátorban végeztünk megfigyeléseket. Helyszínenként nézve a kísérleti és a kontroll fóliasátrakban azonos volt a tőszám, a paprika fajtája és a termesztés technológiája, csak a növényvédelmi technológia különbözött. A paprikát április elejétől május elejéig ültették ki helyszíntől függően. A termésszedés június elejétől október végéig, november elejéig tartott.

A kísérleti fóliasátrakba heti rendszerességgel telepítettünk be lucernából vagy csalánból fűhálóval összegyűjtött ízeltlábúakat, amelyeket kijuttatásig ideiglenesen (maximum 2–3 óra) vászonzacskóban tároltunk (25 hálócspás/zacskó). 2006-ban július és augusztus között minden fóliasátorba hétszer telepítettünk. Egy telepítés alkalmával 150 hálócspás tartalmát juttattuk ki minden fóliasátorba. 2007-ben már májusban megkezdtuk a betelepítéseket, az év során összesen 9–14 alkalommal. Egy-egy alkalommal a betelepített állatok száma: 1 hálócspásnyi mennyiség/10 paprikatő. Egyes kísérleti fóliasátrakban szükséges volt kiegészítő kezelést alkalmazni levéltetvek, bagolylepkéhehnyók, illetve tripszek ellen. A kontroll fóliasátrakban a termelők a saját növényvédelmi technológiájukat alkalmazták (elsősorban vegyszeres védekezés). 2006-ban és 2007-ben összesen 10, illetve 13 vegyszeres kezelést kellett alkalmazni a vegyes ízeltlábú-együttes mellett a kísérleti fóliasátrakban, míg a kontroll fóliasátrakban 29 (plusz két biológiai védekezés), illetve 38 vegyszeres kezelésre volt szükség (3. táblázat).

Az ízeltlábú-együttes kártevők elleni hatékonyságának megállapítását a paprikavirágok tripsz-, levéltetű- és virágpóloska-tartalma, valamint a terméseredmények alapján végeztük. Heti rendszerességgel minden fóliasátorból 50 véletlenszerűen kiválasztott paprikavirágot gyűjtöttünk, 70%-os etanolt tartalmazó fiolákba. 2006-ban július és szeptember, míg 2007-ben május és szeptember között végeztük a minták begyűjtését. A begyűjtött virágok közül kiválogattuk, majd megszámoltuk a tripszeket, levéltetveket és virágpóloskákat, valamint faji szinten meghatároztuk a tripsz- és *Orius*-imágókat. A termelők mindkét évben négy-négy helyszínről szolgáltattak összesített terméseredményt, minőségi kategóriánként.

Az adatok normalitásvizsgálatát Kolmogorov-Szmirnov teszttel ellenőriztük. A kísérleti és a kontroll fóliasátrakból szedett paprikavirágok tripsz-, levéltetű- és virágpóloska-népségének összehasonlításához Mann-Whitney U tesztet alkalmaztuk. A null-hipotézis elutasításához 0,05-es szignifikancia szintet használtunk. A statisztikai elemzés a STATISTICA 6.0 (StatSoft1) programmal készült.

Eredmények és értékelés

A lucerna és a csalán ízeltlábú-együttesének vizsgálata

Virágpóloskák (Orius spp.)

A lucerna és a csalán virágpóloskafajainak összetétele kedvező, a leggyakoribb faj az *O. niger* és az *O. minutus* (1. táblázat, 1. ábra, 2. ábra), mely fajokat több szerző is alkalmasnak találta a tripszek elleni biológiai védekezésre (VEIRE & DEGHEELE 1992, DISSELVET et al. 1995, KOHNO & KASHIO 1998). Az *Orius*-ok levéltetveket, üvegházi molytetűt, atkákat, bagolylepképeteket is fogyasztanak (RÁCZ 1989, ALVARADO et al. 1997, SIGSGAARD & ESBJERG 1997, BLAESER et al. 2004, RUTLEDGE & O'NEIL 2005).

Katicabogarak (Coccinellidae)

Lucernában és csalánban is a *Propylea quatuordecimpunctata*, a *Coccinella septempunctata* és a *Hippodamia variegata* volt a három leggyakoribb faj (1. táblázat, 1. ábra, 2. ábra), amelyek más szerzők (Schmid 1992, Zhou & Carter 1992, Lövei 1989, Nicoli et al.

1995, Kalushkov & Hodek 2004, 2005, Burgio et al. 2006) megfigyelései szerint is tömegesen szaporodnak fel lucernában és csalánban. Az említett fajok lárvaként és imágóként is jelentős mennyiségű levéltetűt képesek elfogyasztani (Lövei 1989, Omkar & Srivastava 2003).

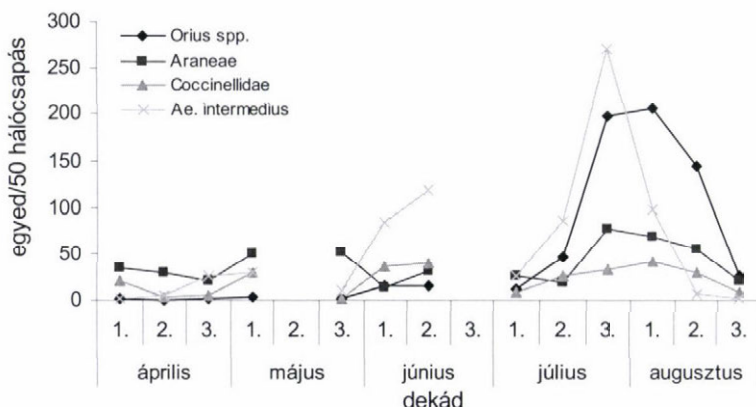
A katicabogarak levéltetű táplálék nélkül nem képesek befejezni fejlődésüket, ugyanakkor más ízeltlábúakat, tripszeket, atkákat, pajzstetveket és más lágytestű rovarokat is fogyasztanak (LÖVEI 1989, TRILTSCH 1999). Megfigyelések szerint 1:30-as ragadozó zsákmány aránynál a hétpettyes katica megfelelően gyéríti a dohánytripszeket (DELIGEORGIDIS et al. 2005).

1. táblázat. Lucernából és csalánból fűhálózással gyűjthető *Orius*-, tripsz- és katicabogárfajok, illetve pókcsaládok százalékos megoszlása (Jászág és Gödöllő, 2006–2008).

Table 1. Percentage of *Orius*, thrips and ladybeetle species and spider families captured in alfalfa and nettle by sweepnets (Jászág and Gödöllő regions, 2006–2008).

		Lucernából	Csalánból
		%	
<i>Orius</i> spp.	lárva	24	52
	imágó	76	48
	<i>O. niger</i>	77	64
	<i>O. minutus</i>	20	35
	<i>O. majusculus</i>	3	1
Coccinellidae	lárva	19	13
	imágó	81	87
	<i>Adalia bipunctata</i>	0	10
	<i>Coccinella septempunctata</i>	25	21
	<i>Coccinula quatuordecimpustulata</i>	11	0
	<i>Hippodamia variegata</i>	23	11
	<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	26	44
	Egyéb	16	13
Araneae	juvenilis	71	64
	szubadult	10	12
	adult	17	20
	Araneidae	12	10
	Linyphiidae	9	3
	Philodromidae	8	41
	Theridiidae	14	9
	Thomisidae	42	22
	Egyéb	14	15
Thysanoptera	lárva	19	36
	imágó	81	64
	<i>Aeolothrips intermedius</i>	28	3
	<i>Frankliniella intonsa</i>	17	3
	<i>Frankliniella occidentalis</i>	5	1
	<i>Thrips tabaci</i>	35	7
	<i>Thrips urticae</i>	0	77
	Egyéb	15	9

A katicabogarak hátránya, hogy táplálék hiányában az imágók nem túl kitartóak, így gyorsan elhagyják az adott területet (LÖVEI 1989), ugyanakkor fertőzött állományokban mindaddig megtalálhatók, amíg zsákmányállat is van, mivel az elvándorlás mértéke összefügg a levéltetvek egyedsűrűségével (KRIVAN 2008).



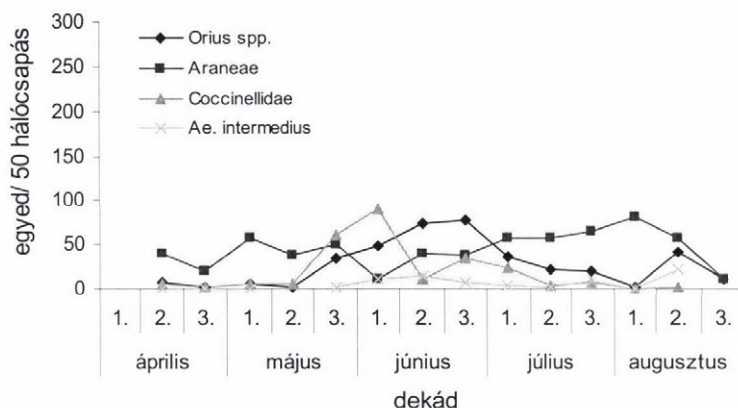
1. ábra. Lucernából fűhálósapással gyűjthető ragadozó ízeltlábúak egyedszáma dekádanként (2006–2008 évek átlaga alapján).

Figure 1. The number of predatory arthropods swept in alfalfa per decades (2006–2008, average amounts).

Pók (Araneae)

A pókok jelenléte előnyös a kártevők elleni védekezés szempontjából, generalista táplálkozásukból eredően változatos a zsákmányállataik összetétele (RIECHERT & LOCKLEY 1984, NYFFELER 1999). Lucernában és csalánban is a juvenilis stádiumú pókok hálózhatók túlsúlyban (1. táblázat, 1. ábra, 2. ábra). A fejlődésben lévő kispók olyan puha testű táplálékot fogyasztanak, mint a tripszek és levéltetvek (NYFFELER et al. 1994).

A pókfajok eltérő vadászati stratégiájának és bizonyos mikrokörnyezet előnyben részesítésének köszönhetően minden fajnál megfigyelhető különböző mértékű specializáció, annak ellenére, hogy a pókok generalista ragadozók (NYFFELER et al. 1994, MARC & CANARD 1997, MARC et al. 1999, NYFFELER 1999). A lucernában a Thomisidae család, míg csalánban a Philodromidae család képviselői fordultak elő a leggyakrabban. Mindkét család tagjai vadászó stratégiával szerzik táplálékukat, változatosabb a zsákmányállataik összetétele, mint a hálószővő pókoknak, és ez kedvező a kártevők elleni védekezés szempontjából (YOUNG & EDWARDS 1990). A vadászó pókok táplálékspektruma igen széles: egyenesszárnyúak, egyenlőszárnyúak, félfedelesszárnyúak, lepkék, tripszek, kétszárnyúak, hártájszárnyúak és a bogarak egy része egyaránt lehet zsákmányuk (NYFFELER et al. 1994, MARC & CANARD 1997). A vadászó stratégiát folytató pókok mellett a különböző hálótípusokat alkalmazó pókcsaládok is gyakoriak. Ez számunkra előnyös, mivel a különböző stratégiával vadászó pókok többet zsákmányolhatnak, illetve hatékonyabbak lehetnek a kártevőkkel szemben, mint az egyféle stratégiát alkalmazó pókok (MARC et al. 1999, RIECHERT 1999, SUNDERLAND 1999).



2. ábra. Csalánból fűhálóval gyűjthető ragadozó ízeltlábúak egyedszáma dekádonként (2006–2008 évek átlaga alapján).

Figure 2. The number of predatory arthropods swept in nettle per decades (2006–2008, average amounts).

Tripszek (Thysanoptera)

A ragadozó tripsz mellett a lucerna tripszfajainak nagyobb részét olyan fitofág fajok teszik ki, amelyek széles tápnövényköre miatt a főlíasátorba kerülve kárt okozhatnak (1. táblázat, 1. ábra, 2. ábra). Csak kis egyedsűrűséggel fordulnak elő olyan fitofág tripszek, amelyek a hajtattott növényeken nem okoznak kárt, ilyen például a pillangósvirágúakon gyakori *Odontothrips confusus* és *Sericothrips bicorinis*, vagy a pázsitfűféléken élő *Aptinothrips*- és *Limothrips*-fajok (JENSER 1982).

A csalánról való telepítés kevésbé kockázatos, mint a lucernáról. Csalánban is megtalálható volt a *T. tabaci* és a *F. occidentalis* is, mint a paprika két fő tripszkartevője, de csupán 7%-os, illetve 1%-os előfordulással (1. táblázat).

A vegyes ízeltlábú-együttes hatása a hajtattott paprikára

Terméseredmények

Az eladható termés mennyiségében nem volt gazdaságilag számottevő különbség a kísérleti és a kontroll főlíasátrak között. Összesen a két év során a négy-négy kísérleti helyszínen 1,58%-kal több eladható paprika termett a kísérleti főlíasátrakban a kontrollhoz képest. Minőségi kategóriánként is hasonlóan alakult a termés mennyiség a két év során, kezeléstől függetlenül. Összesen 3,16%-kal több extra minőségű és 1,41%-kal több I. osztályú paprika termett a kísérleti főlíasátrakban a kontrollhoz képest, míg a II. osztályú paprikából a kontroll főlíasátrakban termett több 1,61%-kal.

A paprikavirágok tripsz- és virágpoloska-népességének összetétele

A kísérleti és a kontroll főlíasátrakban is három őshonos virágpoloskafaj volt megtalálható (2. táblázat). 2006-ban egy kísérleti helyszínen kijuttatott *O. laevigatus*-okból mindössze néhány példányt, 2007-ben már egy állatot sem találtunk. A kísérleti és a kontroll fő-

líasátrokban is az *O. niger* volt a domináns faj. Mellette 2006-ban az *O. minutus*, 2007-ben pedig az *O. majusculus* volt a második leggyakoribb virágpóloskafaj.

Az őshonos virágpóloskák természetes betelepülésének bizonyítéka lehet, hogy 2007-ben a kísérleti és a kontroll fóliasátrokban az *O. niger* mellett nem a csalánban és lucernában is megtalálható *O. minutus* volt a második leggyakoribb faj, hanem az *O. majusculus*. A magyarországihoz hasonló kontinentális klimatikus viszonyok között Észak-Olaszországban BOSCO et al. (2008) eredményei szerint, ha nem volt vegyszerkijuttatás, az *O. niger* és az *O. majusculus* volt a két leggyakoribb faj hajtattott paprikában, amelyek június végén, július elején szaporodtak fel tömegesen a fóliasátrokban.

A fóliasátrak tripsznépességének 95–99%-a fitofág tripsz volt (2. táblázat). A kísérleti fóliasátrokban 2006-ban a *F. occidentalis* volt az uralkodó faj, míg 2007-ben a *F. occidentalis* és a *T. tabaci* hasonló arányban fordult elő. A kontroll fóliasátrak tripsznépességét 2006-ban a *F. occidentalis*, a *T. tabaci* és a *Frankliniella intonsa* (TRYBOM) közel egyforma arányban adta, 2007-ben a *T. tabaci* volt a domináns faj.

A paprikavirágok Orius egyedszáma

2006-ban az *Orius* spp. egyedszáma szignifikáns mértékben nagyobb volt a kísérleti fóliasátrokban, mint a kontrollban.

2007-ben nem volt szignifikáns különbség a kísérleti és a kontroll fóliasátrak virágpóloska-népessége között.

2006-ban, azon kísérleti helyszíneken, ahol a kontroll fóliasátorban 10–15 vegyszeres kezelést végeztek tripszek ellen (3. táblázat), a kísérleti fóliasátorban a vegyes ízeltlábú-együttes betelepítésének, illetve a vegyszeres kezelések elhagyásának virágpóloskák egyedszámára gyakorolt pozitív hatása egyértelműen kimutatható volt.

A Biobest és a Koppert 50–1000 virágpóloska kijuttatását javasolja 100m²-enként (OCSKÓ 2008). Ezt az értéket virágonkénti egyedszámmra számolva (5 tő/m² és 4 virág/tő esetén), a megelőző védekezéshez 0,025 egyed/virág, átlagos fertőzés esetén 0,05 egyed/virág és erős fertőzés esetén 0,5 egyed/virág megléte szükséges.

2006-ban a tripszfertőzés esetén szükséges átlagos értéknek (0,05 db/virág) a 3–4-szeres mennyisége is megtalálható volt két kísérleti helyszínen. A magas átlagos egyedszámot magyarázhatja, hogy ezeken a helyszíneken vagy egyáltalán nem volt vegyszeres kezelés, vagy csak *Bacillus thuringiensis*-szel védekeztek bagolylepkéhehnyók ellen, ami a virágpóloskákra nem volt hatással. Továbbá a hét vizsgált helyszínből ez a kettő helyezkedett el külterületen, tehát a fóliasátrak megfelelő környezete is elősegíthette a virágpóloskák betelepülését.

2007-ben két nullkontrol sátor 0,35 egyed/virág (700 virágpóloska/100 m²-es) átlagértékei rendkívül magasak voltak, tekintettel arra, hogy ezekbe a sátrakba nem történt betelepítés. A virágpóloskák nagy mennyiségben természetes módon települhettek be a környezetből, mivel ezekben a fóliasátrokban egész évben egyáltalán nem volt vegyszerkijuttatás. Ezen a két helyszínen, június végén, július elején megközelítette a virágonkénti 1 *Orius* értéket (2000 egyed/100m²) a virágpóloskák egyedszáma, ami az erős fertőzéskor szükséges mennyiség kétszerese.

2. táblázat. A kísérleti és a kontroll fóliasátrak *Orius* spp. és tripsznépességének fajokénti százalékos megoszlása és egyedszáma (Jászszág és Gödöllő, 2006–2007).

Table 2. Percentage and the number of *Orius* and thrips species in treated and control greenhouses (Jászszág and Gödöllő regions, 2006–2008).

		kísérleti fóliasátrak		kontroll fóliasátrak	
		átlag	egyed	átlag	egyed
		%	db	%	db
2006	<i>Orius</i> lárvá	57	240	57	172
	<i>Orius</i> imágó	43	151	41	101
	<i>O. niger</i>	76	117	80	83
	<i>O. minutus</i>	16	23	11	10
	<i>O. majusculus</i>	7	11	8	7
	<i>O. laevigatus</i>	0	0	1	1
	tripszlárva	45	1582	41	659
	tripszimágó	55	1940	59	1015
	<i>Aeolothrips intermedius</i>	1	11	2	21
	<i>Thrips</i> spp.	22	452	31	264
	<i>Frankliniella occidentalis</i>	50	949	33	301
	<i>Frankliniella intonsa</i>	19	402	29	390
	egyéb fajok	9	126	5	39
2007	<i>Orius</i> lárvá	50	401	47	337
	<i>Orius</i> imágó	50	352	53	383
	<i>O. niger</i>	86	302	72	288
	<i>O. minutus</i>	6	26	9	36
	<i>O. majusculus</i>	8	24	19	59
	<i>O. laevigatus</i>	0	0	0	0
	tripszlárva	47	5251	44	3179
	tripszimágó	53	5786	56	4197
	<i>Aeolothrips intermedius</i>	3	105	5	170
	<i>Thrips</i> spp.	40	1796	45	1987
	<i>Frankliniella occidentalis</i>	40	2751	26	845
	<i>Frankliniella intonsa</i>	15	926	22	1102
	egyéb fajok	3	208	2	93

Összességében tehát az átlagos fertőzésnél szükséges virágpoloska mennyiséget a kísérleti fóliasátrak közül 2006-ban és 2007-ben is öt-öt fóliasátor átlagos virágpoloska-népessége haladta meg, míg a kontroll fóliasátrak közül 2006-ban négynek, 2007-ben háromnak. Ezekben a fóliasátrakban, két jelentősen fertőzött sátor kivételével, az átlagos tripszfertőzés nem haladta meg a gazdasági kárküszöbértéket jelentő 1 tripsz/virág értéket.

Tapasztalataink alapján a termesztési idő során folyamatosan meglévő 0,05–0,1-es virágokénti virágpoloska-egyedszám ($1\text{--}2\text{ egyed/m}^2$) elegendő a tripszek gazdasági kárküszöbérték alatt tartásához, ugyanakkor a fent említett megelőző védekezéshez szükséges 0,025 egyed/virág ($0,5\text{ egyed/m}^2$) kevés lehet egy esetleges tripsz-tömegszaporodás megakadályozásához, főként a nyugati virágtripsz esetében.

3. táblázat. A kísérleti és a kontroll fóliasátrokban alkalmazott növényvédelmi kezelések (2006–2007) (OCSKÓ 2008).**Table 3.** Pest management events in treated and control greenhouses (2006–2007) (OCSKÓ 2008).

Helyszín	2006		2007	
	kísérleti fóliasátor	kontroll fóliasátor	kísérleti fóliasátor	kontroll fóliasátor
1	-	Spintor (5x) ☺ Unifosz 50 EC (5x) ☒	-	-
2	-	-	-	-
3	Chess 25 WP (2x) ☺	-	Vektafid A (3x) ☺	Spintor (1x) ☺ Chess 25 WP (2x) ☺ Unifosz 50 EC (2x) ☒
4	-	-	-	-
5	-	Biobest Orius (1x) ☺ Biobest Amblyseius (1x) ☺ Chess 25 WP (1x) ☺ Unifosz 50 EC (1x) ☒ Vertimec 1,8 EC (1x) ☒	Spintor (2x) ☺ Vektafid A (1x) ☺	Spintor (1x) ☺ Chess 25 WP (1x) ☺ Actara (1x) ☺ Unifosz 50 EC (4x) ☒ Vertimec 1,8 EC (2x) ☒ Decis (1x) ☒
6	Spintor (1x) ☺ Chess 25 WP (1x) ☺ Vektafid A (1x foltkezelés) ☺ Ventillált kénpör (1x foltkezelés) ☺	Spintor (4x) ☺ Chess 25 (4x) ☺ Unifosz 50 EC (1x) ☒ Vertimec 1,8 EC (1x) ☒ Karate Zeon 5 CS (1x) ☒	Spintor (1x) ☺ Dipel ES (2x) ☺	Spintor (3x) ☺ Chess 25 WP (1x) ☺ Unifosz 50 EC (6x) ☒ Vertimec 1,8 EC (4x) ☒ BI 58 EC (1x) ☒
7	Vektafid A (1x) ☺	Spintor (1x) ☺ Actara 25 WG (1x) ☺	Vektafid A (1x) ☺ Dipel ES (1x) ☺	Dipel ES (1x) ☺
8	Dipel ES (3x) ☺	Dipel ES (3x) ☺	Spintor (1x) ☺ Dipel ES (1x) ☺	Spintor (4x) ☺ Chess 25 WP (2x) ☺ Dipel ES (1x) ☺

☺ "Zöld" jelzésű készítmények

☺ "Sárga" jelzésű készítmények

☒ "Piros" jelzésű készítmények

Eredményeinkhez hasonlóan SCHELT (1999) Hollandiában, míg TOMMASINI & MAINI (2001) Olaszországban végzett kísérleteikben szintén elegendőnek találták a négyzetméterenként kijuttatott 1–2 db *O. laevigatus*-t tripszek elleni védekezésnél, hajtattott paprikában. Ezzel szemben Nagy-Britanniában CHAMBER et al. (1993) vizsgálataiban ennek a dózisnak csak az ötszörösével, 5–10 egyed/m²-el tudta több hónapon keresztül alacsony szinten tartani a tripszek egyedszámát.

A paprikavirágok tripszegyedszáma

2006-ban szignifikáns mértékben több tripsz volt a kísérleti paprikában a kontrollhoz viszonyítva.

2007-ben nem volt szignifikáns különbség a kísérleti és a kontroll fóliasátrak tripsznépessége között. 2006-tal szemben 2007-ben négy kísérleti és négy kontroll sátorban is nagyobb volt a tripszfertőzöttség mértéke az átlagos 1 tripsz/virág értéknél.

A négy nullkontroll fóliasátor tripsznépességének időbeli alakulása igen tanulságos. Mind a négy fóliasátorban június közepéig viszonylag magas volt a tripszek egyedszáma, majd vegyszeres védekezés és vegyes ízeltlábú-együttes betelepítése nélkül is nullához közeli értékre csökkent. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a vegyszeres védekezések elhagyása lehetővé teszi a tripszeket fogyasztó ragadozó ízeltlábúak betelepülését a fóliasátrak környezetéből.

A paprikavirágok levéltetű-egyedszáma

2006-ban és 2007-ben sem volt szignifikáns különbség a paprikavirágok átlagos levéltetű-népessége között a kísérleti és a kontroll fóliasátrakban.

Összességében a levéltetvek elleni védekezés egyik évben sem jelentett különösebb gondot a kísérleti fóliasátrakban sem, bár a májusi, illetve júniusi levéltetű-inváziók idején néhol szükséges volt egy-két alkalommal olajos lemosószerrel végzett kezelés.

Következtetések

A csalán és a lucerna is nagy egyedszámmal és fajgazdagsággal tartalmazza a hajtattott növények kártevőinek természetes ellenségeit. Csalánban május közepétől június végéig, míg lucernában a kaszálások kedvezőtlen hatása miatt inkább júniustól augusztus közepéig fordulnak elő tömegesen generalista ragadozó ízeltlábú állatok. Költségkímélő módszer lehet a környezetben előforduló természetes ellenségek növényvédelemben való alkalmazására a két növény ízeltlábú-együttesének válogatás nélküli áttelepítése hajtattott növényekre. Tapasztalataink alapján hajtattott paprikában a vegyes ízeltlábú-együttes alkalmazása mellett a szokványos védekezési technológiához képest harmad annyi vegyszerfelhasználás is elegendő a tripszek és levéltetvek elleni védekezés során. A válogatás elhagyása miatt a ragadozó ízeltlábúak mellett olyan fitófág állatok (tripszek, levéltetvek) is bekerülhetnek a termesztett növénybe, amelyek ott károkat okozhatnak, továbbá olyan területről, ahol a vadon termő növények egy része paradicsom bronzfoltosság vírussal (TSWV) fertőzött, a vegyes ízeltlábú-együttesben a vírus vektorai is előfordulhatnak. Ennek a lehetséges veszélyforrásnak a gyakorlati jelentőségét meg kell vizsgálni, mielőtt az általunk ajánlott módszer a növényvédelmi gyakorlat részévé válna.

A vegyes ízeltlábú-együttes alkalmazásánál még kedvezőbb biológiai védekezési módszer lehet a „konzerválási stratégia”, amelynek célja a helyi agroökoszisztémákban előforduló természetes ellenségek megőrzése, hasznos tevékenységük elősegítése (BUDAI 2006). Azok a kísérleti helyszínek, ahol évek óta nem történt vegyszerkijuttatás, jó példával szolgálhatnak, hogy a kártevők elleni védekezéshez önmagában elegendő lehet a megfelelő környezet, a ragadozók természetes betelepülése. Ennél olcsóbb és jobb védekezési módszert egyetlen termelő sem kívánhat. A legegyszerűbb és legolcsóbb módszer tehát a lucerna termesztése, illetve a csalán, mint gyomnövény fenntartása a hajtató berendezések környezetében, elősegítve a természetes egyensúly kialakulását a termesztett növényben és annak környezetében, így csökkentve egy esetleges kártevő gradáció kialakulásának esélyét.

Köszönetnyilvánítás. Szeretnénk köszönetet mondani KASSAI TAMÁS egyetemi tanársegédnek és szaktanácsadónak a kísérlet szervezésében, valamint a termelőkkel való kapcsolattartásban nyújtott segítségével. Köszönjük a kísérletben résztvevő járszági paprikatermelőknek – KOLLÁR FERENCnek, SINKOVICS RAJMUNDnak, TÖRÖK IMRÉNEK, PETROVICS ISTVÁNNak, HORVÁTH TIHAMÉRNak, LANGA JÓZSEFnek és VERSEGI LÁSZLÓnak – az együttműködést és a kísérleti helyszínek biztosítását. Továbbá köszönettel tartozunk TÓTH MELINDA növényvédelmi szakmérnök- és HACSAVECZ PÉTER egyetemi hallgatónak a betelepítéseknél és mintagyűjtéseknél végzett munkájáért. A kutatást a GAK ALAP 1-00052/2004 pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- ALVARADO, P., BALTA, O. & ALOMAR, O. (1997): Efficiency of four heteroptera as predators of *Aphis gossypii* and *Macrosiphum euphorbiae* (Hom.: Aphididae). *Entomophaga* 42(1/2): 215–226.
- BÄHRMANN R. (2000): *Gerinctelen állatok határozója*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 214–216.
- BLAESER, P., SENGONCA, C. & ZEGULA, T. (2004): The potential use of different predatory bug species in the biological control of *Frankliniella occidentalis* (PERGANDE) (Thysanoptera: Thripidae). *Journal of Pest Science* 77: 211–219.
- BOSCO, L., GIACOMETTO, E. & TAVELLA, L. (2008): Colonization and predation of thrips (Thysanoptera: Thripidae) by *Orius* spp. (Heteroptera: Anthocoridae) in sweet pepper greenhouses in Northwest Italy. *Biological Control* 44: 331–340.
- BOZAI, J. (1997): Data to the fauna of predaceous mites of Hungary with the description of four new species (Acari: Phytoseiidae). *Folia entomologica hungarica* 58: 35–43.
- BUDAI CS. (2006): *Biológiai növényvédelem hajtató kertészeknek*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 149 pp.
- BUDAI CS., HATALÁNÉ ZSELLÉR I., FORRAY A., KAJATI I., TUSKE M. & ZENTAI Á. (2006): Helyzetkép a hazai üvegházi biológiai növényvédelemről. *Növényvédelem* 42(8): 439–446.
- BURGIO, G., FERRARI, R., BORIANI, L., POZZATI, M. & LENTEREN, J. VAN (2006): The role of ecological infrastructures on Coccinellidae (Coleoptera) and other predators in weedy field margins within northern Italy agroecosystems. *Bulletin of Insectology* 59(1): 59–67.
- CHAMBER, R.J., LONG, S. & HEYLER, N.L. (1993): Effectiveness of *Orius laevigatus* (Hem: Anthocoridae) for the control of *Frankliniella occidentalis* on cucumber and pepper in the UK. *Biocontrol Science and Technology* 3: 295–307.
- DELIGEORGIDIS, P.N., IPSILANDIS, C.G., VAIPOULOU, M., KALTSOUDAS, G. & SIDIROPOULOS, G. (2005): Predatory effect of *Coccinella septempunctata* on Thrips tabaci and Trialeurodes vaporariorum. *Journal of Applied Entomology* 129(5): 246–249.

- DISSELVET, M., ALTENA, K. & RAVENSBERG, W.J. (1995): Comparison of different *Orius* species for the control of *Frankliniella occidentalis* in glasshouse vegetable crops in the Netherlands. *Mededelingen Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 60: 839–845.
- HEIMER, S. & NENTWIG, W. (1991): *Spinnen Mitteleuropas*. Blackwell Wissenschaft-Verlag, Parey, 544 pp.
- JENSER G. (1982): Tripszek V. Thysanoptera V. In: *Magyarország Állatvilága 13*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 192 pp.
- KALUSHKOV, P. & HODEK, I. (2004): The effects of thirteen species of aphids on some life history parameters of the ladybird *Coccinella septempunctata*. *BioControl* 49: 21–32.
- KALUSHKOV, P. & HODEK, I. (2005): The effects of six species of aphids on some life history parameters of the ladybird *Propylea quatuordecimpunctata* (Coleoptera: Coccinellidae). *European Journal of Entomology* 102 (3): 449–452.
- KOHNO, K., KASHIO, T. (1998): Development and prey consumption of *Orius sauteri* (POPPIUS) and *O. minutus* (L.) (Heteroptera: Anthocoridae) fed on *Frankliniella occidentalis* (PERGANDE) (Thysanoptera: Thripidae). *Applied Entomology and Zoology* 33(2): 227–230.
- KONDOROSY, E. (1999): Checklist of the Hungarian bug fauna (Heteroptera). *Folia Entomologica Hungarica* 60: 125–152.
- KRIVAN, V. (2008): Dispersal dynamics: Distribution of lady beetles (Coleoptera: Coccinellidae). *European Journal of Entomology* 105: 405–409.
- LENTEREN VAN, J.C. (2000): A greenhouse without pesticides: fact or fantasy? *Crop Protection* 19: 375–384.
- LÖVEI G. (1989): Katicabogarak – Coccinellidae. In: BALÁZS K. & MÉSZÁROS Z. (szerk.): *Biológiai védekezés természetes ellenségekkel*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 126–133.
- MARC, P. & CANARD, A. (1997): Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62: 229–235.
- MARC, P., CANARD, A. & YSNEL, F. (1999): Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 229–273.
- NICOLI, G., LIMONTA, L., CAVAZZUTI, C. & POZZATI, M. (1995): The role of hedges in the agroecosystem. I. Initial studies on the coccinellid predators of aphids. *Informatore Fitopatologico* 45 (7/8): 58–64.
- NYFFELER, M. (1999): Prey selection of the spiders in the field. *Journal of Arachnology*, 27: 317–324.
- NYFFELER, M., STERLING W.L., DEAN D.A. (1994): How spiders make living. *Environmental Entomology* 23: 1357–1367.
- OCSKÓ Z. (2008): *Növényvédő szerek és terménynövelő anyagok 2008 I*. Agrinex Bt., Budapest.
- OMKAR, SRIVASTAVA S. (2003): Influence of six aphid prey species on development and reproduction of a ladybird beetle, *Coccinella septempunctata*. *BioControl* 48: 379–393.
- PÉRICART, J. (1972): *Hemipterés. Anthocoridae, Cimicidae et Microshisidae de l'ouest-paléarctique*. Masson Et C. (Ed.), 401 pp.
- RÁCZ V. (1989): Poloskák – Heteroptera. In: BALÁZS K. & MÉSZÁROS Z. (szerk.): *Biológiai védekezés természetes ellenségekkel*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 73–81.
- RIECHERT, S. E. (1999): The hows and whys of successful pest suppression by spiders: insights from case studies. *The Journal of Arachnology*, 27: 387–396.
- RIECHERT, S.E. & LOCKLEY, T. (1984): Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology* 29: 299–320.
- RIPKA, G. (2006): Checklist of the Phytoseiidae of Hungary (Acari: Mesostigmata). *Folia Entomologica Hungarica* 67: 229–260.
- RUTLEDGE, C. E. & O'NEIL, R. J. (2005): *Orius insidiosus* (SAY) as a predator of the soybean aphid, *Aphis glycines* MATSUMURA. *Biological Control* 33: 56–64.
- SCHULT, J. (1999): Biological control of sweet pepper pests in the Netherlands. *IOBC/WPRS Bulletin* 22: 217–220.

- SCHMID, A. (1992): Investigations on the attractiveness of agricultural weeds to aphidophagous ladybirds (Coleoptera, Coccinellidae). *Agrarokologie* 5: 122.
- SIGSGAARD, L. & ESBJERG, P. (1997): Cage experiments on *Orius tantillus* predation of *Helicoverpa armigera*. *Entomologica Experimentalis et Applicata* 82: 311–318.
- SUNDERLAND, K. (1999): Mechanisms underlying the effects of spiders on pest population. *The Journal of Arachnology* 27: 308–316.
- TOMMASINI, M. G. & MAINI, S. (2001): Thrips control on protected sweet pepper crops: enhancement by means of *Orius laevigatus*. In: MARULLO, R., MOUND, L. (eds.): *Thrips, Plants, Tospoviruses: the Millennial Review*. CSIRO Entomology, Reggio Calabria, Italy, pp. 249–256.
- TRILTSCH, H. (1999): Food remains in the guts of *Coccinella septempunctata* (Coleoptera: Coccinellidae) adults and larvae. *European Journal of Entomology* 96: 355–364.
- VEIRE, M. VAN DE & DEGHEELE, D. (1992): Biological control of the western flower thrips, *Frankliniella occidentalis* (PERGANDE) (Thysanoptera: Thripidae), in glasshouse sweet pepper with *Orius* spp. (Hemiptera: Anthocoridae). A comparative study between *O. niger* (WOLFF) and *O. insidiosus* (SAY). *Biological Science and Technology* 2(4): 281–283.
- YOUNG, O. P. & EDWARDS, G. B. (1990): Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. *The Journal of Arachnology* 18: 1–27.
- ZHOU, X. & CARTER, N. (1992): The ecology of coccinellids on farmland. *Aspects of Applied Biology* 31: 133–138.

The potential of artificially introduced arthropod assemblages in the biological control of greenhouse pepper

GERGELY BÁN¹, ADRIENN PINTÉR², KINGA FETYKÓ³, SZILVIA OROSZ⁴, ANDREA VERES²
& FERENC TÓTH²

¹Csongrád County Agricultural Office, Directorate of Plant Protection and Soil Conservation
Rárósi út 110., H-6800 Hódmezővásárhely, Hungary

²Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Plant Protection Institute
Páter K. u. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary E-mail: toth.ferenc@mkk.szie.hu

³Plant Protection Institute, Hungarian Academy of Sciences, Pf. 102., H-1525 Budapest, Hungary

⁴Central Agricultural Office, Directorate of Plant Protection and Soil Conservation,
Central Laboratory of Pest Diagnostics, Budaörsi út 141-145., H-1118 Budapest, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 73–86.

Abstract. From arthropod assemblages collected with sweepnet from alfalfa and nettle, natural enemies of greenhouse pepper pests were selected and artificially introduced to the paprika stand. We examined their potential in the biological control of the crop. Our efficiency studies found that compared to conventional farming methods, introducing arthropod assemblages results in lowering the amount of pesticides needed against thrips and aphids by one third. Introducing arthropod assemblages appears to be a suitable prevention measure in thrips and aphid control.

Keywords: *Orius* spp., Araneae, Coccinellidae, *Aeolothrips intermedius*.

Újabb adatok Magyarország szárazföldi ászkarákfaunájához (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)

VILISICS FERENC és HORNUNG ERSZÉBET

Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,
H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.
E-mail: vilisics.ferenc@aotk.szie.hu

Összefoglaló. Az elmúlt évtizedben Magyarországon számos ökológiai és faunisztikai vizsgálat történt a szárazföldi ászkarák (Isopoda: Oniscidea) csoportját érintően. A gyűjtéseket azonban nem mindig követte az eredmények publikálása, holott az új adatok sok értékes kiegészítő információt nyújtanak az egyes fajok hazai elterjedéséről, valamint az egyes földrajzi tájegységek és élőhely-típusok ászkarák-együtteseinek összetételéről. Adatbázisunkban 394, máig leközöletlen rekord található, amelyek a szerzők módszeres gyűjtésének, valamint más talajzoológiai jellegű kutatásokból származó ászkarákanyag feldolgozásának eredményei. Ezen adatbázis összesen 48 ászkafaj eddig publikálatlan elterjedési adatát tartalmazza, ami a hazai fauna (57 faj) 84%-át teszi ki. Közülük figyelemre méltó a hazánkban először 2005-ben leírt *Trichoniscus steinboeckii* széles magyarországi elterjedtségének igazolása. Korábban ritkának tartott (pl. *Androniscus roseus*, *Armadillidium versicolor*), illetve csak üvegháznak ismert fajok (*Buddelundiella cataractae* és *Armadillidium nasatum*) szabadföldi előfordulásait is itt közöljük, valamint egy hazánkban kihaltnak vélt faj (*Porcellio dilatatus*) előfordulását is megerősítjük. A mintavételi területek közül kiemelendők az eddig alulreprezentált területekről [Kisalföld, Órség, Alföld (Mezőföld, Bugac, Felső-Tiszavidék, Hortobágy)] származó adatok.

Kulcsszavak: elterjedés, faunisztikai adatok, ritka fajok.

Bevezetés és módszerek

A szárazföldi ászkarákfajok hazai elterjedési adatait összefoglaló jegyzék (FORRÓ & FARKAS 1998) 42 ászkafajról közölt adatokat. Az ezt követő években sorra megjelenő publikációkban (pl. KORSÓS et al. 2002, KONTSCHÁN 2004a, FARKAS 2003, 2004a, VILISICS 2007, GREGORY et al. 2009) számos, a hazai faunára új faj is leírásra került. Mára az ismert hazai fajok száma 57-re tehető.

Az elmúlt években összesen 394 mintavételezés korábban még le nem közölt adata gyűlt össze. A jelen dolgozatban szereplő adatok forrásait három fő csoportra bonthatjuk: talajcspadás ökológiai/biomonitoring kutatások, tervszerű Isopoda-faunisztikai gyűjtések és szórványos gyűjtések. A jelen cikkben publikált, valamint az elmúlt 30 évben közlésre került adatokat HORNUNG et al. (2008) elemezték biogeográfiai, élőhelytípus és természetességi szempontból.

A különféle ökológiai kutatások és biomonitoring-vizsgálatok (pl. Szigetköz, Sághegy, Belsőbáránd/Mezőföld, Egyek–Pusztakócs, Órség) talajcspadázásaiból származó Isopoda-anyagok adatbázisunk fontos, mégha fajokban nem is gazdag részét képezik. A módszer

szelektivitásának megfelelően a talajfelszínen aktív, nagyobb testű fajok kerültek elő, míg a kis testű, avarlakó fajok feltehetően legtöbbször rejtve maradtak.

Célzott talajzoológiai gyűjtések a SZIE ÁOTK Biológiai Intézet talajökológiai kutatócsoportjának szervezésében valósultak meg a kevésbé kutatott hazai területek ászkafaunájának feltárása érdekében (Belső-Somogy, Nyugat-Mecsek, Örség, Soproni-hegység). A mintavételi módszer jellemzően a kézi egyelés volt. Ide sorolhatjuk FARKAS ROLAND (Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság) felső-tiszavidéki malakológiai gyűjtőútjait is, ami értékes Isopoda-faunisztikai adatokat is eredményezett.

Módszertani szempontból újdonság a terepi adatlap bevezetése (SÓLYMOS et al. 2008), aminek alkalmazásával számottevően megnőtt a talált fajok élőhelyéről származó biotikus, abiotikus adatokat és a gyűjtés körülményeit rögzítő háttér információk száma és sokfélesége. Amint azt előzetes értékeléseink igazolták, ez a módszer további elemzésekre ad lehetőséget, ami egy terület fauna összetételének összefüggéseire, a fajok ökológiai igényeire világíthatnak rá (VILISICS et al. 2007, SÓLYMOS et al. 2008). Az egyes ászkafajok hazai elterjedésének jobb megismerését szolgálja a közelmúltban elindult kezdeményezés, amelyben önkénteseket (elsősorban középiskolai tanárokat, tanulókat, egyetemistákat) vontunk be a gyűjtésekbe, akik elsősorban lakóhelyük környékéről szolgáltatnak mintákat. A gyűjtött ászkákat a kitöltött terepi adatlapokkal együtt eljuttatták Tanszékünkre, ahol a meghatározás történt.

Alkalmi, nem tervezett gyűjtésekből is sok értékes adat származik. Különösen a közép-hegységi, valamint a városi területeken voltak ilyen szórványos mintavételezések.

Jelen ismereteink szerint a Magyarországot lefedő 1052 UTM egységből 306 cella területéről származnak Isopoda-elterjedési adatok (1. ábra). Jelen cikkünk ehhez 54 cellával járul hozzá úgy, hogy 43 további egység tartalmaz korábban már publikált, valamint a jelen cikkben hozzárendelt további adatot. A térképen öt cellát (XM42, XM61, XL79, XL98, YL07, YL08) a hazánkkal határos horvát területeken gyűjtött ászkarákadatok alapján tűntettük fel (FARKAS & VILISICS 2008).

Hat, hazánk faunájában nemrég leírt faj [*Cordioniscus stebbingii* (PATIENCE, 1907), *Trichoniscus bosniensis* VERHOEFF, 1901, *T. crassipes* VERHOEFF, 1939, *T. steinboeckii* VERHOEFF, 1931, *Chaetophiloscia cellaria* (DOLLFUS, 1884), *Agabiformius lentus* (BUDDE-LUND, 1885)] elterjedési adatait részben vagy egészben már közöltük korábban (VILISICS 2005, 2007), de ott a pontos mintavételi helyek nem szerepeltek.

Határozási nehézségek és bizonytalanságok miatt egyes *Trichoniscus* nembe tartozó egyedeket mint „*Trichoniscus pusillus agg.*” néven regisztráltunk. Ezek nagy valószínűséggel a korábban egyazon faj (*Trichoniscus pusillus* BRANDT, 1833) alfajaiként számon tartott *T. noricus* VERHOEFF, 1917, *T. provisorius* RACOVITZA, 1908 vagy *T. pusillus* fajok valamelyikéhez tartoznak. Erre a hím ivarszervek és a 7. pár járóláb morfológiája utal, de hím egyedek hiányában a nőstények járólábainak formája is legalább ennyire enged következtetni. Tehát egyáltalán nem zárható ki, hogy az ide sorolt ászkák között a nemrég GREGORY et al. (2009) által a hazai faunára újként leírt *T. provisorius* egyedei is bekerültek. A bizonytalanságok, a határozási nehézségek és félrehatározások miatt a hazai gyűjtemények *Trichoniscus* anyagának revíziója szükséges. A *T. noricus* és *T. provisorius* hím egyedek elkülönítésében a jövőben segíthet a GREGORY et al. (2009) cikkében közölt ábra is.

Néhány, Isopoda-együttesekkel kapcsolatos ökológiai kutatás (pl. HORNUNG 1990, HORNUNG et al. 2007 – Kiskundorozsma, Bugac, Debrecen) fajainak nem publikált elterjedési adatát is közöljük.

Eredmények és megvitatásuk

Az 1. ábra a jelen cikkben közölt elterjedési adatok lokalitását mutatja a 10×10 km-es UTM hálótérképen. Az 1. táblázat nagytájanként összegzi az eddig le nem közölt Isopoda-fajok hazai előfordulásait és fajlistáját. A gyűjtők preferenciáit jelzi a Dunántúli-középhegységből származó adatok viszonylag nagy száma (91, az összes adat 23%-a), az Alföldről származó 79 adatrekord pedig értékes hozzájárulásnak tekinthető a legnagyobb magyar tájegység fehér foltjainak felszámolására.

Fajokra vonatkozó fontosabb eredmények

Az elmúlt évek gyűjtéseinek köszönhetően számos, korábban ritkának (pl. *Porcellio spinicornis* SAY, 1818, *Armadillidium versicolor* STEIN, 1859) vagy épp kihaltnak (*Porcellio dilatatus* BRANDT, 1833) vélt fajról derült ki, hogy jóval szélesebb elterjedésű, mint azt korábban gondolni lehetett (2. ábra). Emellett néhány, elsősorban természetes, élőhelyi specialista (ún. faunaszínező elemek) ászkafajunkról [pl. *Porcellium recurvatum* VERHOEFF, 1901, *P. conspersum* (C. KOCH, 1841), *Tachysoniscus austriacus* (VERHOEFF, 1908), stb.] erősödött az a feltételezés, miszerint azok valóban hazánk egy bizonyos (határmenti) régiójához kötődnek (2. ábra).

Ezen régiók a nevezett ászkarákfajok elterjedési áréájának a határán helyezkednek, ami magyarázza ezen fajok foltszerű elterjedési mintázatát hazánkban. Az is megfigyelhető, hogy egyes Európaszerte fajgazdagnak számító nemek (pl. *Porcellio*, *Trichoniscus*), vagy családok (pl. Cylisticidae, Oniscidae, Philoscidae), egyedül a kárpát-medencei természetes élőhelyekről hiányoznak, számítanak ritkának vagy fajszegénynek. Ezt a jelenséget a domborzat alacsony heterogenitása (kiterjedt síkságok, magashegységek hiánya) magyarázhatja. Ennek tulajdonítjuk az Isopoda-endemizmusok alacsony számát (1 faj) is.

A sokszor nehezen határozható *Trichoniscus* nem több fájának hazai előfordulásának leírása egészen napjainkig váratott magára (VILISICS 2007, VILISICS & FARKAS 2009), bizonyára a határozási nehézségek miatt. Erre enged következtetni a tény, hogy a Magyar Természettudományi Múzeum Állattárában őrzött, a múlt század derekán gyűjtött „*Trichoniscus pusillus*” és „*T. noricus*” mintákból is kerültek elő a génusz más fájának egyedei (VILISICS 2007). A 2005-ben, Magyarországra új fajként leírt *T. steinboeckii* (VILISICS 2005) faj jelen cikkben közölt adataiból az is kiderül, hogy ez a korábban alpi endemizmusnak tartott ászka ma – a nagyobb feltártságnak és a taxonómiai revízióknak köszönhetően – hazánk egyik legszélesebb elterjedésű, főleg lomberdőkben előforduló faja (2. ábra).

1. táblázat. A korábban nem publikált Oniscideamintavételek fajlistája és a fajok nagytájak szerinti előfordulása (A: Alföld; NyMP: Nyugatmagyarországi-peremvidék; DD: Dunántúli-dombság; DKH: Dunántúli-középhegység; ÉK: Északi-középhegység; KIS: Kisalföld; BUD: Budapest)

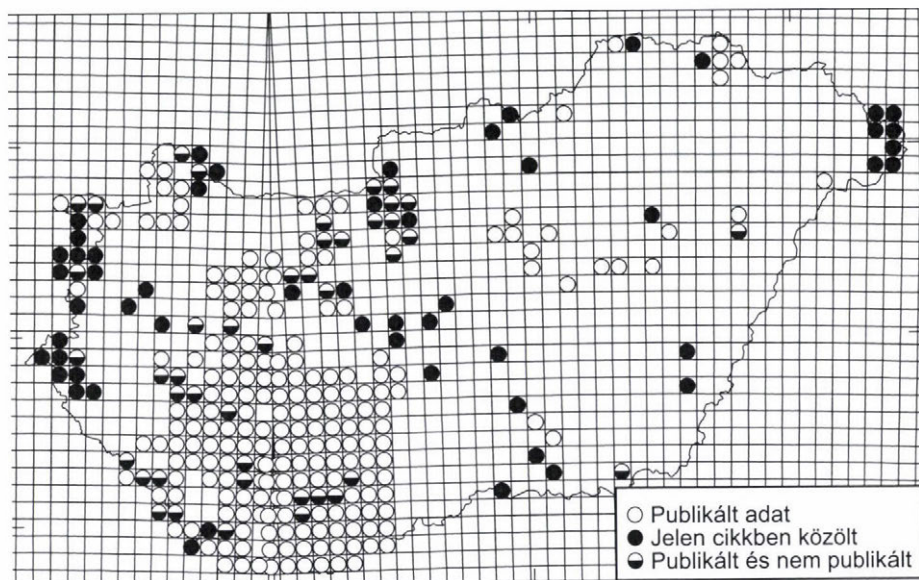
Table 1. List of species and their unpublished data records in the main Hungarian regions (A: Great Plains, NyMP: Western Hungary; DD: Transdanubian Hills; DKH: Transdanubian Mountain Range; ÉK: Northern Mountain Range; KIS: Little Plains; BUD: Budapest)

Fajok	A	NyMP	DD	DKH	ÉK	KIS	BUD	Összes előfordulás
<i>Armadillidium vulgare</i>	+	+	+	+		+	+	134
<i>Hyloniscus riparius</i>	+	+	+	+	+	+	+	98
<i>Porcellio scaber</i>	+	+	+	+	+	+	+	88
<i>Trachelipus rathkii</i>	+	+	+	+	+	+	+	84
<i>Porcellium collicola</i>	+	+	+	+	+	+	+	77
<i>Protracheoniscus politus</i>	+	+	+	+	+		+	75
<i>Cylisticus convexus</i>	+	+	+	+	+		+	64
<i>Haplophthalmus danicus</i>	+	+	+	+	+		+	41
<i>Trachelipus ratzeburgii</i>		+	+	+		+	+	36
<i>Porcellionides pruinosus</i>	+	+	+	+			+	35
<i>Lepidoniscus minutus</i>		+	+	+	+			32
<i>Platyarthus hoffmannseggii</i>	+	+	+	+			+	30
<i>Trachelipus nodulosus</i>	+		+	+			+	29
<i>Ligidium hypnorum</i>		+	+	+	+			25
<i>Trichoniscus pusillus csoport</i>	+	+	+	+	+			22
<i>Orthometopon planum</i>		+		+	+		+	22
<i>Ligidium germanicum</i>		+	+	+				21
<i>Androniscus roseus</i>		+	+	+			+	19
<i>Haplophthalmus mengii</i>	+		+	+			+	19
<i>Armadillidium versicolor</i>	+				+	+	+	18
<i>Trichoniscus steinboeckii</i>	+	+	+	+				16
<i>Hyloniscus vividus</i>		+	+	+				11
<i>Porcellio spinicornis</i>		+		+			+	11
<i>Buddelundiella cataractae</i>			+				+	7
<i>Armadillidium nasatum</i>			+				+	7
<i>Protracheoniscus major</i>	+		+				+	6
<i>Porcellium recurvatum</i>		+	+				+	6
<i>Haplophthalmus montivagus</i>	+		+				+	5
<i>Porcellio dilatatus</i>	+			+			+	5
<i>Platyarthus schobli</i>			+	+			+	4
<i>Cordioniscus stebbingi</i>			+				+	3
<i>Calconiscellus karawankianus</i>			+					3
<i>Trichoniscus bosniensis</i>			+					3
<i>Chaetophiloscia cellaria</i>	+						+	3
<i>Hyloniscus transilvanicus</i>	+							2
<i>Oniscus asellus</i>			+		+			2
<i>Protracheoniscus franzi</i>			+					2
<i>Proporcellio vulcanius</i>	+							2

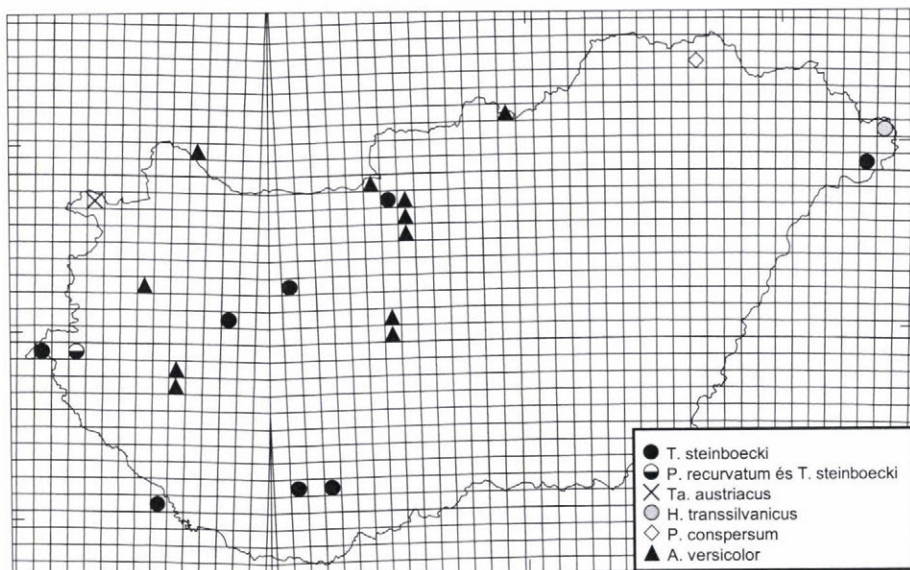
Fajok	A	NyMP	DD	DKH	ÉK	KIS	BUD	Összes előfordulás
<i>Agabiformius lentus</i>							+	2
<i>Armadillidium opacum</i>					+		+	2
<i>Reductoniscus costulatus</i>							+	2
<i>Trachelipus difficilis</i>					+			1
<i>Trichoniscus crassipes</i>			+					1
<i>Tachysoniscus austriacus</i>		+						1
<i>Trichorhina tomentosa</i>							+	1
<i>Porcellio laevis</i>						+		1
<i>Porcellium conspersum</i>					+			1
<i>Paraschizidium coeculum</i>							+	1
Adatrekordok száma	83	49	66	90	11	6	86	
Fajszám	21	22	32	25	16	8	31	

Ugyancsak a Trichoniscidae családba tartozik az európai és hazai elterjedtségéhez képest hazánk alighanem legkevésbé ismert faja, a *Haplophthalmus montivagus* VERHOEFF, 1941. Ezt a kis testű, fehér ászkafajt könnyen össze lehet téveszteni a gyakorinak számító *H. mengii* (ZADDACH, 1844) fajjal. A hímek 7. pár járólábának és a hímek ivarszerveinek morfológiai bélyegein túl a két faj elterjedésében látni főbb különbségeket. Míg a *H. mengii* példányait bolygatott és városi élőhelyeken gyűjtöttük, addig a *H. montivagus* kifejezetten jó természetességű, lombos vegetációval borított középhegységi és dombvidéki területeken fordult elő. A két faj elkülönítésére GREGORY et al. (2009) közöl ábrákat, amelyek GRUNER (1966) általánosan használt határozókulcsához képest pontosabban ábrázolják a határozáshoz kiemelten fontos bélyegeket. Érdekesség, hogy a *H. mengii* egyedeket lomberdei területeken is a bolygatott helyeken (pl. turistaösvény és taposott erdőszegély) gyűjtöttük, a faj a zárt erdőkből nem került elő.

Az *Armadillidium versicolor* még négy évvel ezelőtt is hazánk egyik legritkább fajaként szerepelt (FARKAS 2006). A fajról gyűjtött és itt közölt elterjedési adatok birtokában körvonalazódik, hogy nagyobb vízfolyások és a Balaton – sokszor bolygatott – partmenti élőhelyein számíthatunk előfordulására (2. ábra). Ezt a benyomást erősíti az *A. versicolor* felbukkanása a Dráva horvátországi partján is (FARKAS & VILISICS 2008). Érdekesség, hogy várromokból (Esztergom, Budai Vár, Somoskő) és erősen szennyezett vasúti telepről is előkerült (Rákospalota). Feltételezhető, hogy a faj egyre gyakoribb előkerülése a vízfolyások mentén való sikeres terjedésnek is köszönhető. Az *A. versicolor* biológiájáról szinte semmilyen ismeretünk nincs, ezért a faj napjainkban tapasztalható terjeszkedésének okairól is csak feltételezéseink lehetnek. Látható, hogy a faj zömmel köves, kavicsos gyakori természetes vagy emberi bolygatásnak kitett átmeneti élőhelyeken (folyóparti hordalék, városi park) bukkan fel. Az urbanizáció és a vízügyi beavatkozások (hullámtörők, parti kavicsszórások) egyaránt alkalmas feltételeket biztosítanak az efféle élőhelyeket kedvelő fajoknak.



1. ábra. A hazai Isopoda-fauna ismert elterjedése UTM hálótérképen (10×10 km).
Figure 1. The known distribution of woodlice in Hungary (white circle: published data; black dot: published in recent paper; half black circle: published and unpublished data).



2. ábra. Néhány ritka és ritkán tartott ászkarákfaj új hazai előfordulási adatai 10×10 km UTM hálótérképen.
Figure 2. New distribution data of some rare isopod species in Hungary on a 10 km×10 km UTM grid map.

Az európai és hazai üvegházakban közönséges, mediterrán eredetű fajok szabadföldi előfordulása hazánkban korábban nem volt bizonyított. A *Buddelundiella cataractae* VERHOEFF, 1930 faj szabadföldi megjelenését Budapestről (Budai Vár) és Külső-Somogy: Balatonberényből (strand, hullámtörő kövek) is igazoltuk. Az *Armadillidium nasatum* BUDDE-LUND, 1885 fajnak egy példánya előkerült a budapesti Óbudai-szigetről. A fővárosban ezen kívül egy kisebb kolónia is ismeretes a SZIE ÁOTK Biológiai Intézetének udvarán, a Rottenbiller utcában. Fontos itt megjegyezni, hogy míg a Budai Várban a Lovas utcai *B. cataractae* populáció stabilnak tekinthető, a balatonberényi strand kövei a gyűjtést követő évben víz alá kerültek, és az Óbudai-szigetről sem került elő az *A. nasatum* több példánya. Budapesten, a Rottenbiller utcai *A. nasatum* egyedek pedig valószínűleg a 2009. évi kertészeti tereprendezés során érkeztek valamely faiskolából. A jelenség figyelemre méltó, és számítani kell behurcolt fajok ismétlődő megjelenésére, megtelepedésére elsősorban kertekben és parkokban.

Az *Armadillidium* nemmel kapcsolatban elgondolkodtató az egyébként igen fajgazdag (kb. 180 faj SCHMALFUSS 2003 alapján), és a Mediterráneum mellett Nyugat- és Észak-Európában is diverz génusz hazai alulreprezentáltsága (hat faj, ebből egy üvegházi). Elképzeltető, hogy a hazánkban bolygatott helyeken, szórványosan előforduló (FORRÓ & FARKAS 1998, CSORDÁS et al. 2005, VILISICS 2007), máig ritkának számító *Oniscus asellus* LINNAEUS, 1758, valamint számos mediterrán eredetű fajhoz hasonlóan a hazánkkal határos országokban előforduló atlanti és dél-európai, egyébként igen elterjedt gömbászkafajok [pl. *Armadillidium pulchellum* (ZENKER, 1798), *Armadillidium granulatum* BRANDT, 1833, *A. frontirostre* BUDDE-LUND, 1885) bukkannak majd fel. Megtelepedésük várhatóan nagyobb városokban, elsősorban a parkok, kertek és botanikus kertek kisebb zavarásnak kitett helyein várható. A *P. dilatatus* faj legutóbb közölt adatai 130 évvel ezelőttről származnak Budapestről (MARGÓ 1879). Mivel további 120 évig nem került elő, FORRÓ & FARKAS (1998) valószínűsítette, hogy a faj eltűnt hazánkból. Az elmúlt években gyűjtéseinkkel igazoltuk a faj előfordulását Budapest és Székesfehérvár belvárosának átmeneti, építési területeiről, valamint egy pincéből is. Ezek alapján feltételezhető, hogy a faj hazánkban jóval szélesebb elterjedésű a jelenleg ismertnél.

A 2004-ben Székesfehérváron megtalált (VILISICS 2007) mediterrán *C. cellaria* faj példányai, *P. dilatatus* egyedekkel együtt, a SZIE ÁOTK Rottenbiller utcai épületének pincéjéből is előkerültek. Ez alapján további városi előfordulásai várhatóak.

A 2. ábrán a ritka és eddig ritkának tartott fajok általunk közölt új hazai előfordulási adatait mutatjuk be.

A legfontosabb eredmények nagytájak szerinti megvitatása

Alföld

Az Alföldről származó Oniscidea-faunisztikai adatok alulreprezentáltak a tájegység méretét (50.800 km²) és jelentőségét tekintve. Ismereteink elsősorban a bugaci homokpusztagyepekre (pl. HORNUNG 1984, 1991), a bátorligeti öslápra (pl. SZÉKESY 1953, ALLSPACH & SZLÁVECH 1990) és az Ócsai TVK-ra (SALLAI 1993) korlátozódnak. A legutóbbi kiegészítő adatokat FARKAS (2005a) közölte az Alföldről.

Ezen közlemények alapján hazánkban gyakorinak mondható fajok dominanciája körvonalazódik az Alföldön is. Az *Armadillidium zenckeri* BRANDT, 1833 ócsai előfordulása (SALLAI 1993) azonban jelzi, hogy az alföldi természetes vizes élőhelyeken még számíthatunk meglepetésekre.

Az itt közölt adatok közül kiemelendő a korábban alpin elemnek tartott *T. steinboeckii* és a kárpáti *Hyloniscus transsilvanicus* (VERHOEFF, 1901) felső-tiszavidéki előfordulása. Emellett első ízben közlünk adatokat a Mezőföld, valamint a Hortobágy ászkafaunájáról. Mindkét gyepterület fajszerkezetének bizonyult: elsősorban az *Armadillidium vulgare* (LATREILLE, 1804), a *Trachelipus nodulosus* (C. KOCH, 1838) és a *Trachelipus rathkii* (BRANDT, 1833) valamint a *Porcellium collicola* (VERHOEFF, 1907) került a talajcsapdába.

Az Alföldről kimutatott fajok számát növelik a városi fajok is. Amíg a Dunántúlhoz tartozó alföldi területek közül a Sárrét természetes ászkafaunájáról nincsenek adatok, addig Székesfehérvárról a jellemző városi fajok [pl. *Porcellio scaber* LATREILLE, 1804, *Porcellionides pruinosus* (BRANDT, 1833)] mellett több behurcolt faj is előkerült [*C. cellaria*, *Proporcellio vulcanius* (VERHOEFF, 1908), *P. dilatatus*]. Debrecen, Kecskemét és Szeged Isopoda-faunájában végzett nem-reprezentatív mintavételezések során is közönséges városi fajokat találtunk (pl. GREGORY et al. 2009).

Az eddigi ismeretek, valamint az itt közölt adatok alapján következtethető, hogy az Alföldön természetes/természetközeli élőhelyek közül a gyepek Isopoda-faunáját néhány tipikus faj (*A. vulgare*, *T. nodulosus*, *T. rathkii*) alkotja, amelyek az ártéri erdőkben kiegészülnek közönséges üde és nedves élőhelyeket kedvelő fajokkal [*P. collicola*, *Hyloniscus riparius* (C. KOCH, 1938)]. Esetenként színezőelemek is megjelenhetnek a Tisza-ártér mint hűvös, nedves mikroklimájú „ökológiai folyosó” közvetítő szerepének köszönhetően (*A. versicolor*, *H. transsilvanicus*).

Kisalföld

A hazánk nagytájai közül legkisebb (5300 km²) Kisalföld Isopoda-faunája máig meglehetősen ismeretlen. A Fertő–Hanság Nemzeti Park területéről KONTSCHÁN (2002a) gyűjtései igazolták a széles körben elterjedt európai és kozmopolita fajok (*T. rathkii*, *A. vulgare*) és lomberdei ászkák mellett a természetes, mocsaras területekhez kötődő, ritka *A. zenckeri* előfordulását is. A faj terjedését elősegíthetik a Nemzeti Park vizesélőhely-rekonstrukciós programjai.

Jelen dolgozatunkban a Szigetköz területéről leírt, hazánkba valószínűleg behurcolt, ritka *Porcellio laevis* (LATREILLE, 1804) adatai figyelemre méltóak. A faj korábban Budapest, Pápa, Tihany, valamint a Mecsek hegység területéről volt ismert (FORRÓ & FARKAS 1998, FARKAS 2004b).

Nyugatmagyarországi-peremvidék

A nyugati határvidék Isopoda-faunájáról egyedül KESSELYÁK (1937) közölt adatokat. Az elmúlt évtizedben a Soproni-, a Kőszegi-hegység és az Őrség–Vendvidék területén is végeztünk gyűjtéseket. A Soproni-hegységből kiemelendő a *Tachysoniscus* nem egyetlen faja, a *T. austriacus*, amely más hazai területről nem került még elő. Jelen ismereteink szerint ez az egyik legszűkebb elterjedésű hazai fajunk. A Kőszegi-hegységben történt egyelő és talajcsapdás gyűjtések természetes lomberdőket kedvelő erdei fajokat [*Lepidoniscus minutus* (C. KOCH, 1938), *Protracheoniscus politus* (C. KOCH, 1841), *Ligidium* spp., *T.*

steinboeckii] eredményeztek. Általánosságban elmondható, hogy az Alpokalja erdei ászkarak-együtteseinek vázát is ezek a fajok alkotják.

Az Őrségben, a Szőcei-lápréten nagy tömegben találtuk a szubalpin-illír *P. recurvatum* faj egyedeit is. Ennek ellenére az előzetes gyűjtések azt sugallják, hogy az Őrség Isopoda-faunája a legtöbb természetközeli lomberdőben igen szegényes, általában a *P. politus* és a *L. minutus* fajokra korlátozódik. Nagyobb fajgazdagságot a patakmedrek környékén és a zavarabb területeken találunk. Előbbi élőhelyeken a *Hyloniscus vividus* (C. KOCH, 1841), utóbbi területeken (pl. települések) a szünantróp fajok [pl. *Androniscus roseus* (C. KOCH, 1931), *A. vulgare*, *Platyarthus hoffmannseggii* BRANDT, 1833, *P. scaber*] „gazdagítják” a térség ászkafaunáját.

Dunántúli-dombság

A főleg Tolna, Baranya, Somogy és Zala megyéket érintő tájegység Oniscidea-faunája az elmúlt évtized intenzív kutatásainak (pl. FARKAS 2004a, 2004b, 2004c, 2005b, 2006, 2007, FARKAS & VADKERTI 2001, VILISICS & FARKAS 2004) köszönhetően jól ismertnek minősíthető. Ezek alapján következtethetünk arra, hogy itt a természetközeli és kevésbé bolygatott élőhelyeken a közép-európai fajkészletet (*P. politus*, *P. collicola*, *T. rathkii*) alpin és illír faunaelemek [*Trichoniscus nivatus* VERHOEFF, 1917, *Calconiscellus karawankianus* (VERHOEFF, 1908)] színezik, miközben a városok ászkafaunája nem tér el a megszokottól (pl. *P. scaber*, *P. pruinus*, lásd még HORNUNG et al. 2009).

A Mecsek hegység különösen jól kutatottnak számít a dunántúli-középhegységi területek között. Isopoda-faunája jelentősen eltér a Balaton vonalától északra fekvő területektől (FARKAS 2004b, FARKAS & VILISICS 2006). A Mecsekből számos balkáni, illír és alpi ászkafaj került ezideig elő. Egészen különleges a Pécsről északra található Hidegvíz-forrás medre, ahol a *T. steinboeckii*, *T. crassipes* és *T. bosniensis* fajok együttes előfordulását sikerült bizonyítani. A dolgozatunkban közölt adatok alapján már kijelenthetjük, hogy a *T. steinboeckii* faj természetes és nem ritka eleme a Dunántúl, ezen belül a Dunántúli-középhegység ászkafaunájának. A vizsgált hazai UTM cellák közül kilencből előkerült, amelyekből nyolc a Dunántúlon található.

Dunántúli-középhegység

Jelen dolgozatban újabb adatokat közlünk a Budai-hegység, a Bakony, a Pilis, a Visegrádi-hegység és a Vértes ászkafaunájáról. Noha vulkáni eredete miatt a Visegrádi-hegység geológiaiilag már az Északi-középhegységhez tartozik, a Pilishez való közelsége indokolja, hogy ebbe a fejezetbe soroljuk.

Erre a mintegy 200 km hosszan elnyúló tájegységre jellemző lomberdők Oniscidea-faunájáról általánosságban megállapíthatjuk, hogy rendelkeznek a közép-európai erdők fajkészletével [pl. *Ligidium hypnorum* (CUVIER, 1792), *Orthometopon planum* (BUDDE-LUND, 1885), *P. politus*, *Trachelipus ratzeburgii* (BRANDT, 1833), *L. minutus*], azonban a színező elemek nem jellemzők (ILOSVAJ 1982, 1983, 1985, KONTSCHÁN & BERCZIK 2004). Ez elsősorban a fajforrásként szóbajöhető, a színezőelemeket szolgáltatatható illír, alpi, kárpáti és balkáni állatföldrajzi régiók távoliségének tudható be.

Északi-középhegység

A nagy kiterjedésű (11.400 km²) és változatos tájegység Isopoda-faunájáról nincs átfogó képünk. Az időben és térben is távol eső vizsgálatok, valamint az itt közölt adatok alapján megjósolható, hogy igen izgalmas, gazdag ászkafauna él az Északi-középhegységben (ALLSPACH 1996, KONTSCHÁN 2002b, 2003, 2004b, KONTSCHÁN et al. 2006, VILISICS et al. 2009).

A gyakran minősített, „közönséges” közép-európai erdei fajok mellett barlangi (*Mesoniscus graniger* FRIVALDSZKY, 1865), észak-európai/atlanti (*Armadillidium opacum* (C. KOCH, 1841), *P. conspersum*, kárpáti (*H. transsilvanicus*, *Trachelipus difficilis* (RADU, 1950), *Ligidium intermedium* RADU, 1950) elemek is bizonyítottak, de itt találjuk hazánk egyetlen endemikus ászkafaját (*Haplophthalmus hungaricus* KESSELYÁK, 1930) is.

Jelen cikkben hiánypótló adatokat közlünk Aggtelek, a Börzsöny, a Karancs-Medves, a Mátra és a Zempléni-hegység területéről.

Budapest

A főváros agglomerátumával külön egységet képez. Változatos domborzati viszonyainak és élőhelyei sokféleségének köszönhetően igen gazdag szárazföldi ászkarákfaunának ad otthont. Ez annak köszönhető, hogy bizonyos városi élőhelyek menedéket nyújtanak az őshonos, erdei fajoknak (pl. *P. politus*, *O. planum*), míg más élőhelyeken az emberi tevékenységgel behurcolt egzotikus fajok (pl. *A. lentus*, *B. cataractae*, *C. stebbingi*, *Reductoniscus costulatus* KESSELYÁK, 1930) képesek megtelepedni (KORSÓS et al. 2002, KONTSCHÁN 2004, VILISICS & HORNUNG 2008, 2009). A főbb városi élőhelytípusok (pl. erdők, parkok, kertek, udvarok és üvegházak) meglete, valamint az olyan, nagyvárosokra jellemző jelenségek, mint a „hőszigetetés” (ANDREEV 2004) együttesen hozzájárulnak a lokális fajkészlet-nél (lásd pl. Dunántúli-középhegység, Alföld) magasabb fajgazdagsághoz.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetet mondunk mindazoknak, akik Isopoda-mintákat bocsátottak a rendelkezésünkre vagy saját kertjükben, udvarukban engedélyezték a mintavételezést: BANCÓS SÁNDOR és ANDREA, valamint tanítványaik (Jurisich Miklós Gimnázium, Kőszeg); CZIKORA ÁGNES és tanítványaik (Budapest, Lauder Gimnázium); DÉRI ESZTER és LENGYEL SZABOLCS („Gyepterületek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek–Pusztakőcson” LIFE 04 NAT/HU/000119, Hortobágy); FARKAS RÓBERT és TÖLGYESI ÉVA (SZTE, biológus hallgatók); FARKAS ROLAND (ANP); HARSÁNYI KRISZTIÁN, HOTZI VIRÁG, JÁNOSKA MÁTÉ, SOMSKÓI BENCE, VASS KOPPÁNY, VÉGH ATTILA (SZIE Alkalmazott Zoológus, és Biológia BSc hallgatók), KRAUSZ KRISZTA és PÁPAI JÁNOS valamint tanítványaik (Garay János Gimnázium, Szekszárd); KUTAS JÁNOS (JATE biológus hallgató); LENGYEL GÁBOR (MTM Állattár); MÉSZÁROS FERENC (MTM Állattár; Szigetköz projekt); SZENTKIRÁLYI FERENC (MTA NKI); SZINETÁR CSABA („Pannon gyepek kezelése” LIFE 05NAT/HU/000117, Mezőföld); TURY DIÁNA (DE PhD hallgató); GERELY LÁSZLÓ és családja (Budapest), MESTER KLÁRA (Székesfehérvár), NAGY ANTAL és családja (Debrecen), SZÉKELY MÁRTON és családja (Budapest), VILISICS ÁGNES és KISS GÁBOR (Székesfehérvár). Engedélyek: Őrségi NP Eng sz. 4566–8/1/2006.I.; Ropolyi Erdőrezervátum: 5410–4 / 2009.

Irodalomjegyzék

ALLSPACH, A. (1996): The terrestrial isopods (Crustacea; Isopoda: Oniscidea) of the Bükk National Park. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Bükk National Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 71–74.

- ALLSPACH, A. & SZLÁVECH, K. (1990): The terrestrial isopod (Isopoda, Oniscidea) fauna of the Bátorliget Nature Reserves. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The Bátorliget Nature Reserves – After forty years*. Studia Naturalia 1, Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 251–257.
- ANDREEV, V. (2004): Urban climate and air quality – A review. In: PENEV, L. et al. (eds): *Ecology of the city of Sofia. Species and communities in an urban environment*. Pensoft Publishers, Sofia–Moscow, pp. 55–82.
- CSORDÁS B., KONTSCHÁN J. & HEGYESSY G. (2005): Két ritka ászkarák (*Oniscus asellus* Linnaeus, 1758 és *Protracheoniscus major* (Dollfus, 1903)) újabb előfordulásai Magyarországon (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 29: 81–83.
- FARKAS, S. (2003): First record of *Protracheoniscus franzi* Strouhal, 1948 (Isopoda, Oniscidea: Porcellionidae) from Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica* 38(3–4): 385–390.
- FARKAS, S. (2004a): First record of *Proporcellio vulcanius* (Verhoeff, 1908) (= *P. quadriseriatus*) (Isopoda, Oniscidea: Porcellionidae) from Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica* 39(4): 399–340.
- FARKAS, S. (2004b): Data to the knowledge of the terrestrial isopod fauna of the Mecsek Mountains (South Hungary) (Isopoda: Oniscidea). *Folia comloensis* 13: 69–78.
- FARKAS, S. (2004c): Data to the knowledge of the terrestrial isopod (Isopoda: Oniscidea) fauna of Somogy county (Hungary: South Transdanubia). *Somogyi Múzeumok Közleményei* 16: 313–323.
- FARKAS, S. (2005a): Újabb adatok az Alföld szárazföldi ászkarákfaunájának ismeretéhez. In: KORSÓS Z. (szerk.): *IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium Előadaskötet*. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 415–419.
- FARKAS, S. (2005b): Data to the knowledge of the terrestrial isopod (Isopoda: Oniscidea) fauna of Baranya county (Hungary: South Transdanubia). *Acta Agraria Kaposváriensis* 9: 67–86.
- FARKAS, S. (2006): Tolna megye ászkafaunájának (Isopoda, Oniscidea) alapvetése. *Állattani Közlemények* 91: 29–42.
- FARKAS, S. (2007): The terrestrial isopod fauna of South Transdanubia (Hungary). *Somogyi Múzeumok Közleményei* 17: 159–168.
- FARKAS, S. & VADKERTI, E. (2001): The isopod fauna of Somogy county. *Natura Somogyiensis* 1: 83–85.
- FARKAS, S. & VILISICS, F. (2008): Results of the field surveys on terrestrial isopods (Isopoda, Oniscidea) in the Drava basin, Croatia. In: PURGER J. J. (ed.): *Biodiversity studies along the Drava river*. University of Pécs, pp. 143–161.
- FORRÓ, L. & FARKAS, S. (1998): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of woodlice in Hungary (Isopoda: Oniscidea). *Miscellanea Zoologica Hungarica* 12: 21–44.
- GREGORY, S. J., HORNUNG, E., KORSÓS, Z., BARBER, A. D., JONES, R. E., KIME, R. D., LEWIS, J. G. E. & READ, H. J. (2009): Woodlice (Isopoda: Oniscidea) and the centipede *Scutigera coleoptrata* (Chilopoda) collected from Hungary by the British Myriapod Group in 1994: Notes and observations. *Folia Entomologica Hungarica* 70: 1–19.
- GRUNER, H.-E. (1966): *Die Tierwelt Deutschland. 53. Teil. Krebstiere oder Crustacea, V. Isopoda, 2. Lieferung*. Fischer, Jena, pp. 151–380.
- HORNUNG, E., VILISICS, F. & SÓLYMOS, P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. In: ZIMMER, M., CHEIKROUHA, C. & TAITI, S. (eds.): *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology – ISTIB-7*. Shaker Verlag, Aachen, Germany, pp. 1–13.
- ILOSVAY GY. (1982): A talajfelszínen mozgó állatok napszakos aktivitásának vizsgálata a farkasgyepűi bükkösben. *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* 1: 171–180.
- ILOSVAY, GY. (1983): Ecological studies on the isopod, diplopod and chilopod fauna of the beechwood ecosystem from Farkasgyepű. *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* 2: 55–88.
- ILOSVAY GY. (1985): A zirci arborétum Isopoda, Diplopoda és Chilopoda faunájáról. *A Bakony Természettudományi Kutatásának Eredményei. 16. A Zirci Arborétum Élővilága* 1: 43–49.
- KESSELYÁK A. (1937): A Kőszegi hegység szárazföldi ászkarákfaunája. *Vasi Szemle* 4: 89–96.

- KONTSCHÁN, J. (2002a): The Isopod and Amphipod fauna of Fertő-Hanság National Park. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Fertő-Hanság National Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 255–258.
- KONTSCHÁN J. (2002b): *Ligidium* fajok újabb adatai hazánkból és egy Magyarország faunájára új ászkarák, a *Ligidium intermedium* RADU, 1950 előkerülése a Zempléni hegységből (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). *Folia Entomologica Hungarica* 63: 183–186.
- KONTSCHÁN, J. (2004a): Magyarország faunájára új ászkarák (*Reductoniscus constulatus* Kesselyák, 1930 – Crustacea: Isopoda: Oniscidea) előkerülése az ELTE Füvészkertjéből (Budapest). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 28: 89–90.
- KONTSCHÁN J. (2004b): Néhány adat az Északi-középhegység ászkarák faunájához (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 28: 91–93.
- KONTSCHÁN, J. & BERCZIK, Á. (2004): A Dunántúli-középhegység (Gerecse, Vértes, Bakony-vidék) Peracarida (Crustacea) faunája. II. Szárazföldi fajok (Isopoda: Oniscidea). *Folia Musei historico-naturalis Bakonyiensis* 21: 73–82.
- KONTSCHÁN J., HEGYESSY G. & CSORDÁS B. (2006): *Abaúj és Zemplén tájainak makroszkópikus rákjai* (Crustacea). Abaúj -Zemplén Értékeiért Közhasznú Egyesület, Sátoraljaújhely, 89 pp.
- KORSÓS, Z., HORNUNG, E., SZLÁVECH, K. & KONTSCHÁN, J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: New data to the fauna of Budapest. *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici* 94: 45–51.
- MARGÓ T. (1879): *Budapest és környéke állattani tekintetben*. Budapest, 116 pp.
- SCHMALFUSS, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, serie A*, 654 pp.
- SALLAI, Á. (1993): Ecofaunistical investigations in a boggy forest in the Protected Landscape Area at Ócsa (Kiskunság National Park, Hungary). *Opuscula Zoologica* 26: 85–94.
- SÓLYMOS, P., VILISICS, F. & HORNUNG, E. (2008): Terepi adatlap a hazai epigeikus makrogerinctelek elterjedésének és élőhelyi preferenciájának vizsgálatára. *Állattani Közlemények* 93(2): 39–46.
- SZÉKESSY V. (1953): Bátorliget szárazföldi ászkarák-faunája, Isopoda. In: SZÉKESSY V. (szerk.): *Bátorliget élővilága*. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 173.
- VILISICS F. (2005): Új fajok és ritkaságok a hazai terasztrisz ászkafaunában (Isopoda, Oniscidea). In: KORSÓS Z. (szerk.): *IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium Előadaskötet*. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 479–485.
- VILISICS, F. (2007): New and rare species in the isopod fauna of Hungary (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): Results of field surveys and revisions. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 31: 115–123.
- VILISICS F. & FARKAS S. (2004): Összehasonlító faunisztikai vizsgálat a dél-dunántúli Babarcszőlősi-pikkely ászkafaunáján (Isopoda, Oniscidea). *Állattani Közlemények* 89(1): 17–25.
- VILISICS, F., SÓLYMOS, P. & HORNUNG, E. (2007): Habitat features and associated terrestrial isopod species: a sampling scheme and conservation implications. In: TAJOVSKY, K., SCHLAGHAMERSKY, J., PIZL, V. (eds): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe 2*. Tisk Josef Posekany, Ceske Budějovice.
- VILISICS, F. & FARKAS, S. (2009): *Trichoniscus nivatus* Verhoeff, 1917 a new isopod (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) to the Hungarian fauna. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 44(2): 419–422.
- VILISICS F. & HORNUNG E. (2008): A budapesti szárazföldi ászkarákfauna (Isopoda: Oniscidea) kvalitatív osztályozása. *Állattani Közlemények* 93(2): 3–16.
- VILISICS, F. & HORNUNG, E. (2009): Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. *Urban Ecosystems* 12: 333–345.
- VILISICS, F., NAGY, A., SÓLYMOS, P., FARKAS, R., KEMENCEI, Z., PÁLL-GERGELY, B., KISFALI, M. & HORNUNG, E. (2008): Data on the terrestrial Isopoda fauna of the Alsó-hegy, Aggtelek National Park, Hungary. *Folia Faunistica Slovaca* 13(4): 19–22.

New data to the terrestrial isopod (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) fauna of Hungary

FERENC VILISICS & ELISABETH HORNING

Szent István University, Faculty of Veterinary Sciences, Institut for Biology, Department of Ecology,
Rottenbiller u. 50. H-1077 Budapest, Hungary
E-mail: vilisics.ferenc@aotk.szie.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 87–120.

Abstract. Faunistical and ecological studies resulted hundreds of distribution data of terrestrial isopods in the past decade in Hungary. Many of these records remained unpublished. Here we present distribution data of 48 terrestrial Isopoda species from 394 unpublished sampling records from Hungary. These include new data of rare species (e.g. *Armadillidium versicolor*), outdoor occurrences of greenhouse woodlice (e.g. *Buddelundiella cataractae*), and the re-discovery of *Porcellio dilatatus* after 120 years in Budapest. We provide additional information on the isopod fauna from many regions of Hungary for the first time (e.g. Mezőföld, Őrség) as well. In brief we also give an overview of the knowledge of isopods of the six main regions (Great Plains, Little Plains, Northern Mountain Range, Transdanubian Hills, Transdanubian Mountain Range, and Budapest) of the country.

Keywords: distribution, faunistic data, rare species.

1. melléklet. Az ászkafajok újabb előfordulási adatai családok szerint, a főváros és nagytájak szerint felsorolva (Rövidítések: HE: HORNUNG ERZSÉBET, VF: VILISICS FERENC, l.: gyűjtő neve; d: a minták határozójának neve).

Appendix 1. New distribution data of Isopod species and families in the capitalcity, Budapest and the main regions of Hungary (Abbreviations: HE: HORNUNG ERZSÉBET, VF: VILISICS FERENC, l.: name of collector; d: name of identifier).

F: Ligiidae

Ligidium germanicum VERHOEFF, 1901

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Örtilos, Szent Mihály hegy, l. HE, d. VF, 2002.09.22; - Örtilos, vasútoldali erdő, l. HE, d. VF, 2002.09.26.; - Örtilos, Szent Mihály hegy, l. HE, d. VF, 2002.09.22; - Örtilos, vasútoldali erdő, l. HE, d. VF, 2002.09.26.;

Mecsek: Farkas-árok, l. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Máza alatt, patak, l. VF, d. VF, 2004.10.01.; - Kandina I., l. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Kandina II., l. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Hideg-árok, l. VF, d. VF, 2005.03.23;

Zselic: Ropoly, l. VF, d. VF, 2009.06.17-18.; - Ropoly, l. HE, d. VF, 2002.05.30.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Pilis: Kakas-hegy, Hármass-forrás, vízenyős lapon, l. VF, d. VF, 2004.09.04., tölgyesben, vizes élőhely; - Holdvilág-árok eleje, nedves patakmeder, l. VF, d. VF, 2004.08.28., gyomvegetáció.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK

Kőszegi-hegység: l. VF, d. VF, 2004.11.05.-06., vörösfenyő elegyes bükkös;

Őrség: Kétvölgy, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.03.; - Óriszentpéter, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.03.; - Farkasfa, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.22.

Soproni-hegység: Görbehalom, Asztalfő, l. VF, d. VF, 2004.08.25., útszéli bozótos; - Görbehalom, Asztalfő, l. VF, d. VF, 2004.08.25., luc elegyes bükkös; - Hidegvíz-forrás, l. VF, d. VF, 2004.08.25., meredek vízműs "szurdok"; - Hidegvíz-forrás, part, l. VF, d. VF, 2004.08.25., patakparti erdő; - Görbehalom és Asztalfő közötti út szélén, töltésfal és árok, l. VF, d. VF, 2004.08.25.; - Görbehalom közelében, Ny-ra, l. VF, d. VF, 2004.08.26., patakparti égeres.

Ligidium hypnorum (Cuvier, 1792)

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Örtilos, Szent Mihály hegy, Védett Völgyek, l. VF, d. VF, 2007.07.12.; - Bélavár, Palinai erdő, l. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Kisberény, égeres, l. HE, d. VF, 2002.06.01.; - Baláta-tó, l. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Somogyvár: Brézai erdő, l. HE, d. HE, 2002.06.01., égeres.

Mecsek: Hideg-árok, közvetlenül a patakparton, l. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas - tölgyes, pionír vegetáció; - Hideg-árok, patak felett, l. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Hideg-árok, a patakban, l. VF, d. VF, 2004.06.27., pionír vegetáció; - Hideg-árok, partoldal, l. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Hideg-árok, 15-20 méterrel a patak felett, l. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Pilis: Kakas-hegy, Hármass-forrás, működő forrás, nagy mélyedésben, l. VF, d. VF, 2004.09.04., száraz tölgyesben; - Salabasinai árok, patak völgy, l. Végh A., d. Végh A., 2007.04.07.

Visegrádi-hegység: Fűvészkert, szurdokban, l. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbanya mellett, szurdok, l. VF, d. VF, 2008.08.11., szurdok, bükkös.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK

Őrség: Szalafő, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.08.; - Óriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, l. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akác, égeres; - Keserű szer, Szalafő mellett, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakpart; - Hársas patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., patakparti égeres; - Szőce, égerláp, l. VF

& HE, d. VF, 2007.06.09., zombéksásos égerláp; - Csörötnek, ProSilva bükkös, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., bükkös; - Szalafő, focipálya, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel,ogyoróval.

F: Styloniscidae

Cordioniscus stebbingi (Patience, 1907)

BUDAPEST: ELTE Füvészkert, l. VF, d. VF, 2005.04.19.; - ELTE Füvészkert Pálmaház, l. VF, d. VF, 2007.05.23.; PÉCS: PTE botanikus kert, broméliaház, l. VF, d. VF, 2006.01.13.

F: Trichoniscidae

Androniscus roseus (C. KOCH, 1838)

BUDAPEST: Tabán alja, nyirkos árok, középkori falmaradvány tövében, l. VF, d. VF, 2004.04.29., gyér gyomvegetáció; - Budatétény, betonárok, akácokban - egyelés, l. VF, d. VF, 2004.04.30.; - VI. ker. Szondi u 54., l. VF, d. VF, 2007.01.20.; - ELTE Füvészkert, sziklakert, l. VF & Somoskői B., d. VF, 2007.05.23.; - Rózsadomb, Gyermekotthon kertje, l. VF & Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Somogyvár, Brézai erdő, égeres, l. HE, d. HE, 2002.06.01.

DUNÁNTÜLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Bakonycsérnye: Kisgyóni elágazás, Gaja híd alatt, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.15.; - Keszthely: Kastélypark, l. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak, mederben és a parton, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak feletti akácok oldal, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak, parti füzes, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymár, Paprika-patak, l. VF, d. VF, 2006.10.21., patakparti ligeterdő; - Solymár, kert végi erdő, l. VF, d. VF, 2006.04.09., tölgyes;

Visegrádi-hegység: Füvészkert, szurdokban, l. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös; - Visegrád és Füvészkert közt, a tópartnál, aszfaltút mellett, l. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Ördögbánya, bányaudvar, l. VF, d. VF, 2004.06.16., invazív gyomok.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK

Örség: Öriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, l. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácok, égeres.

Buddelundiella cataractae VERHOEFF, 1930

BUDAPEST: ELTE Füvészkert, l. VF, d. VF, 2005.04.19.; - ELTE Füvészkert Pálmaház, l. VF, d. VF, 2007.05.23.; - I. ker., Vár, Lovas u., "garáztetőn", falrepedés mohái között, l. VF, d. VF, 2004.04.01., mohák; - Vár, Lovas út, l. VF, d. VF, 2007.03.11.; monocot; - Budai Vár, Lovas u., garáztető, mohos fal, vizes téglá, l. VF, d. VF, 2007.03.11.

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény, Balaton part, hullámtörő kövek, l. VF, d. VF, 2004.08.14.

Calconiscellus karawankianus (VERHOEFF, 1908)

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Bélavár, Palinai erdő, l. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Örtilos, Szent Mihály hegy, l. HE, d. VF, 2002.09.22.; - Örtilos, vasútoldali erdő, l. HE, d. VF, 2002.09.26.; - Bélavár, Palinai erdő, l. HE, d. VF, 2002.05.31.

Haplophthalmus danicus BUDDE-LUND, 1880

ALFÖLD

Székesfehérvár: Vidámpark és környéke, l. VF, d. VF, 2003.11.30., park; - Vidámpark, l. VF, d. VF, 2004.04.11., park; - Vidámpark, l. VF, d. VF, 2005.03.26., park; Vidámpark és környéke, l. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park; - Megyeház u., belvárosi kert, l. VF, d. VF, 2004.04.15., kert, sok lommal és deszkával; - Malomcsatorna, Palotai út, l. VF, d. VF, 2006. május.

BUDAPEST: ELTE Füvészkert, I. VF, d. VF, 2005.04.19.; - ELTE Füvészkert Pálmaház,

I. VF, d. VF, 2007.05.23.; - I. ker., Vár, Lovas u., "garáztetőn" a fal tövében és gyeppen, I. VF, d. VF, 2004.03.26., gyepp, cserjék; - Vár, Lovas út, I. VF, d. VF, 2007.03.11.; - Budai Vár, Lovas u., garáztető, mohos fal, vizes téglák, I. VF, d. VF, 2007.03.11., gyepp; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.19.; tölgyes szegély; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.19., tölgyes szegély; - Lipótmezei u., fás udvar - erdőalja, I. VF, d. VF, 2006.09.14., lombos, cserjés; - Margitsziget, I. VF, d. VF, 2004.04.18.; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03., akácos; - Clark Ádám tér építkezés mellett, I. VF, d. VF, 2007.03.11., gyomok; - Clark Ádám tér, sarok, építkezés, I. VF, d. VF, 2007.03.11., gyomok; - Óbudai sziget, belseje, I. VF, d. VF, 2007.03.15., park; - Óbudai Múzeum udvara, I. VF, d. VF, 2007.03.15., gyepp; - Rózsakert Pláza, I. VF & Vesztergom N., d. VF, 2007.03.29.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Barcs, vasútállomás, régi rakodó, I. VF, d. VF, 2007.07.11., nedves, májmoha folt és harasztok;

Hévíz: Hévízi gyógyfürdő, tó fölötti épület alatti növényzetben, I. VF, d. VF, 2004.08.14., sásos;

Külső-Somogy: Balatonberény, strand, Balaton part, hullámtörő kövek, I. VF, d. VF, 2004.08.14.; Balatonfenyves, Nyaraló udvar, I. VF, d. VF, 2006.07.03., kert, ültetett növényzet;

Mecsek: Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03., nyírt gyepp, kert;

Pécs: PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött; - Belváros, Mikszáth utca, gyepes sarok fával, I. VF, d. VF, 2006.01.13., gyepp;

Zselic: Ropoly, I. VF, d. VF, 2009.06.17-18.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak, I. VF, d. VF, 2006.10.21., patakparti ligeterdő; - Solymári kert végi erdő, I. VF, d. VF, 2006.04.09., tölgyes;

Pilisborosjenő: Magánkert, I. VF, d. VF, 2006.09.12., kert, ültetett növényzet;

Visegrádi-hegység: Magda-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbánya mellett, szurdok, I. VF, d. VF, 2008. 08. 11., szurdok, bükkös; - Salgóbánya, Kaszinó romos épülete mögött, I. VF, d. VF, 2008.08.10.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Soproni-hegység: Görbehalm és Asztalfő közötti út szélén, töltésfal és árok, I. VF, d. VF, 2004.08.25.

Haplophthalmus mengii (ZADDACH, 1844)

ALFÖLD

Székesfehérvár: Megyeház u., belvárosi kert, I. VF, d. VF, 2004.04.15., kert sok lommal és deszkával.

BUDAPEST: II. ker., Ördögárok töltésoldala, I. VF, d. VF, 2004.05.10., nyírt gyepp; Óbudai Múzeum udvara, I. VF, d. VF, 2007.03.15., gyepp; - Budatétény, betonárok, akácosban - egyelés, I. VF, d. VF, 2004.04.30.; - Budafok, PéterPál u., I. VF, d. VF, 2006.11.11.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Örtilos, vasútoldali erdő, I. HE, d. VF, 2002.09.26.;

Mecsek: Farkas-árok, I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03., nyírt gyepp, kert; - Cserfa-forrástól É - ra, I. VF, d. VF, 2004.10.01., honos fajokkal vegyes idős akácos.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak, mederben és a parton, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak feletti akácos oldal, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak, parti fűzes, I. VF, d. VF, 2007.07.06.;

Szentendre: Belváros: temető, ráctemplom kertje és a földhivatal kertje, I. VF, d. VF, 2004.06.06., gyomvegetáció;

Visegrádi-hegység: Füvészkert, szurdokban, I. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös; - Visegrád és Füvészkert közt, a tópartnál, aszfaltút mellett, I. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Lajos-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.17., gyomvegetáció, egyszikűek; - Ördögbánya, bányaudvar, I. VF, d. VF, 2004.06.16.; invazív gyomok; - Füvészkert, szurdokban, I. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös; - Apát-kúti patak, Ördögmalom vízesés, I. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció.

***Haplophthalmus montivagus* VERHOEFF, 1941**

ALFÖLD

Felső-Tiszavidék: Milota falu - Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Tiszacsécse, Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Tiszabecs, Szabó füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007, füzes;

BUDAPEST: ELTE Fűvészkert, sziklakert, I. VF & Somoskői B., d. VF, 2007.05.23.;

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Mecsek: Máza alatt, patak, I. VF, d. VF, 2004.10.01.

***Hyloniscus riparius* (C. KOCH, 1938)**

ALFÖLD

Budakalász: Dunapart, ligeterdő, I. VF, d. VF, 2006.10.28.;

Csepel-sziget: Sziget déli vége, I. Végh A., d. Végh A., 2007.04.03, ligeterdő; - Tassi zsilip, Makádi erdő, I. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő;

Felső-Tiszavidék: Csengersima, Géczy sűrű, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Csegöld, Gál erdő, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Milota, Szenna-Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Tiszacsécse, Kis-Mező, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Milota, Nagyvágási halvány, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Milota falu - Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007, füzes; - Tiszacsécse, Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Tiszabecs, Szabó füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007;

Körös-Maros NP: Marói erdő, I. HE, d. HE, 1999.;

Mezőföld: Belsőbáránd, tátorjános, I. Szinetár Cs. és mtsai., d. VF, 2007 nyár;

Szeged: Maros ártér – (Üj)Szegednél, I. Kutas J., d. Kutas J. 1999;

Székesfehérvár: Vidámpark és környéke, I. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park; - Vidámpark, I. VF, d. VF, 2005.03.26.; - Malom-csatorna, Palotai út, I. VF, d. VF, 2006 május.

BUDAPEST: II. ker., Ördögárok töltésoldala, I. VF, d. VF, 2004.05.10., nyírt gye; - Budatétény, betonárok, akácosban, I. VF, d. VF, 2004.04.30.; - Budafok, Péter Pál u., I. VF, d. VF, 2006.11.11.; - ELTE Fűvészkert, sziklakert, I. VF & Somoskői B., d. VF, 2007.05.23; - Lipótmezei u., fás udvar - erdőalja, I. VF, d. VF, 2006.09.14., lombos, cserjés; - János-hegy- Normafa között, I. VF, d. VF, 2006.06.22, tölgyes; - Margitsziget, termál tó melletti buja növényzet, I. VF, d. VF, 2007.03.11.; - Rózsadomb, Gyermekotthon kert, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Állatkert, I. VF, d. VF, 2004.04.07., park, dísnövények; - István u. 2., ÁOTK park, I. VF, d. VF, 2004.05.19., park; - Óbudai Múzeum udvara, I. VF, d. VF, 2007.03.15., gye; - Óbudai sziget, Dunapart és ligeterdő, I. VF, d. VF, 2004.08.16., parti fehér füzes; - Óbudai sziget belseje, I. VF, d. VF, 2006.09.14.; - Óbudai sziget, Dunapart és ligeterdő, I. VF, d. VF, 2007.03.15., ártéri füzes; - Óbudai sziget, belseje, I. VF, d. VF, 2007.03.15., park; - Szondi u. 54., I. VF, d. VF; buja belső udvar; - Rákosrendező Pu. mögött, I. VF, d. VF, 2008.04.05.; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.19., tölgyes szegély; - Margitsziget, I. VF, d. VF, 2004.04.18., park, parkerdő; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03., leromlott sírok körül, fal mellett.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Örtilos, vasútoldali erdő, I. HE, d. VF, 2002.09.26.; - Örtilos, Dráva part, kenutikötőnél, egyből a vízparton, I. VF, d. VF, 2007.07.10., ligeterdő; - Örtilos, Szent Mihály hegy, védett völgyek, I. VF, d. VF, 2007.07.12.; - Barcs: vasútállomás, régi rakodó, I. VF, d. VF, 2007.07.11., májmoha folt és harasztok; - Barcs, középrigóci tavak, *Spiraea salicifolia* állománya mellett, I. VF, d. VF, 2007.07.09., zombékos;

Geresdi-dombság: Mócsény: I. HE, d. VF, 2006.10.28., I. HE, d. VF, 2006.10.28.;

Külső-Somogy: Balatonberény, strand, Balaton part, hullámtörő kövek, I. VF, d. VF, 2004.08.14.; - Szőlőhegyre vívő út mellett, árok, kis hid alatt, I. VF, d. VF, 2006.05.06., árokpart;

Mecsek: Hideg-árok, a patakban, I. VF, d. VF, 2004.06.27., pionír vegetáció; - Hideg-árok, 15-20 m-re a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Máza alatt, patak, I. VF, d. VF, 2004.10.01.; - Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03, nyírt gye, kert; - Farkas-árok, I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; **Pécs:** Dömörkapu, I. VF, d. VF, 2004.06.27.; gyomok, parkerdő; - PTE botanikus kert I. VF, d. VF, 2006.01.13.; ültetett növények, cserepes is; - PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Alba Regia forrás, I. VF, d. VF, 2007.05.15. tölgyes szurdok; - Gaja-patak, Balinka után, degradált vadaspark, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.05.15., igen degradált gyertyános tölgyes, szurdokerdő; - Bakonycernye,

Kisgyóni elágazás, Gaja-híd alatt, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.15.; - Keszthely: Kastélypark, I. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak, mederben és a parton, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak feletti akácok oldal, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak, parti füzes, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymár, Paprika-patak, I. VF, d. VF, 2006.10.21, patakparti ligeterdő; - Solymári kert végi tölgyes, I. VF, d. VF, 2006.04.09.;

Esztergom: Vár, I. VF, d. VF, 2006.06.25., ültetett növények.;

Pilis: Kakas-hegy, Hármaskút, működő forrás, nagy mélyedésben, I. VF, d. VF, 2004.09.04., száraz tölgyesben, de vizes élőhely; - Salabasinai kút, I. VF, d. VF, 2007.04.07.; - Holdvilág-árok eleje, nedves patakmeder, I. VF, d. VF, 2004.08.28., gyomvegetáció; - Holdvilág-árok, II. Ramszesz-forrás, patakpart és meder, I. VF, d. VF, 2004.08.28., gyomvegetáció; - Pilisborosjenő: Szent István u. magánkert, I. VF, d. VF, 2006.09.12., kert, ültetett növényzet;

Szentendre: Skanzen, I. VF, d. VF, 2007.03.16.;

Vértes: Szárliget és Tatabánya között, I. VF, d. VF, 2004.04.22., gyertyános-tölgyes;

Visegrádi-hegység: Magda-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció; - Pilisszentkeresztől észak, átereszt, I. VF, d. VF, 2006.04.03.; - Magda-forrás I., I. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció; - Kaán-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.16., mohák; - Apáti-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.16., mohák; - Pilisszentlászlónál, kék és piros ösvény mellett, erdő, I. VF, d. VF, 2006.04.03., tölgyes; - Visegrád felé erdészeti út alatti átereszt, patakpart, I. VF, d. VF, 2006.04.03., bükkös; - Visegrád és Fűvészkert közt a tópartnál, aszfaltút mellett, I. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Apát-kúti patak, Ördögmalom vízesés, I. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció; - Ördögmalom, bányaudvar, I. VF, d. VF, 2004.06.16., invazív gyomok; - Visegrádi Fűvészkert, szurdokban, I. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbánya mellett, szurdok, I. VF, d. VF, 2008.08.11., szurdok, bükkös; - Salgóbánya, Kaszinó romos épület mögött, I. VF, d. VF, 2008.08.10.

KISALFÖLD

Szigetköz: Ásványráró, I. HE, d. HE, 1999; - Lipót, I. HE, d. HE, 1999; - Dunasziget: Hajós, I. HE, d. HE, 1999.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Őrség: Kétvölgy, I. Lengyel G., d. VF, 2007.04.22; - Őrszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, I. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácok, égeres; - Szalafő, focipálya, Szala-patak, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel, moggyoróval;

Soproni-hegység: Görbehalom, Asztalfő, I. VF, d. VF, 2004.08.25., útszéli bozótos; - Görbehalom közelében, Ny-ra, I. VF, d. VF, 2004.08.26., patakparti égeres.

Hyloniscus transsilvanicus (VERHOEFF, 1901)

ALFÖLD

Felső-Tisza vidék: Tiszabecs, Szabó füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007., füzes; - Milota Szenna - Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007, füzes.

Hyloniscus vividus (C. KOCH, 1841)

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Szent Mihály hegy, védett völgyek, I. VF, d. VF, 2007.07.12.;

Hévíz: Hévízi gyógyfürdő, tó fölötti épület alatti növényzet, I. VF, d. VF, 2004.08.14.; sásos;

Mecsek: Hideg-árok, a patakban, I. VF, d. VF, 2004.06.27., pionír vegetáció; - Hideg-árok, partoldal, I. VF, d. VF, 2004.06.27.; - Hideg-árok, 15-20 m-re a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Hideg-árok, közvetlenül a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27.; - Kandina, I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Máza alatt, patak, I. VF, d. VF, 2004.10.01.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Burok-völgy keleti vége, kék + és piros ösvény találkozási, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Őrség: Hársas patak, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., patakparti égeres; - Szőce, égerláp, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.09., zsombéksásos égerláp.

Trichoniscus steinboeckii VERHOEFF, 1931

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Bélavár, Palinai erdő, I. HE, d. VF, 2002.05.31.;

Mecsek: Kandina, I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Hideg-árok, I. VF, d. VF, 2005.03.23; - Máza alatt, patak, I. VF, d. VF, 2004.10.01.; - Hideg-árok, a patakban, I. VF, d. VF, 2004.06.27., pionír vegetáció; - Hideg-árok, 15-20 m-re a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös.

DUNÁNTÜLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Burok-völgy K - i vége, kék+ és piros ösvény találkozása, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., szurdok-erdő; - Burok-völgy, völgyoldal, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., bükkös, mészkő szurdokerdő; - Nagy-Köves bg. melletti patakmeder, I. VF, d. VF, 2005.05.15.; - Fenyves-víznyelő és patakmeder, I. VF, d. VF, 2005.05.15.;

Visegrádi-hegység: Pilisszentkeresztől északra, áteresz, I. VF, d. VF, 2006.04.03.; - Visegrád felé erdészeti út alatti áteresz, patakpart, I. VF, d. VF, 2006.04.03., bükkös.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Kőszegi-hegység: I. VF, d. VF, 2004.11.05-06., vörösfenyő egyes bükkös;

Őrség: Hársas patak, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., patakparti égeres; - Szőce, égerláp, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.09., zombéksásos égerláp; - Farkasfa, I. Lengyel G., d. VF, 2007.04.24.;

Trichoniscus bosniensis VERHOEFF, 1901

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Mecsek: Hideg-árok, közvetlenül a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Hideg-árok, partoldal, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Hideg-árok, közvetlenül a patakparton, I. VF, d. VF, 2004.06.27.;

Trichoniscus crassipes VERHOEFF, 1939

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Mecsek: Hideg-árok, közvetlenül a patakparton, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas tölgyes, pionír vegetáció.

Trichoniscus pusillus agg.

ALFÖLD

Felső-Tiszavidék: Tiszabecs, Szabó füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007.;

Székesfehérvár: Megyeház u., belvárosi kert, I. VF, d. VF, 2004.04.15., kert, sok lommal és deszkával.

DUNÁNTÜLI-DOMBSÁG

Pécs: PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött;

Hévíz: Hévízi gyógyfürdő, tó fölötti épület alatt, I. VF, d. VF, 2004.08.14., sásos;

Mecsek: Hideg-árok, I. VF, d. VF, 2005.03.23; Hideg-árok, partoldal, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Cserfa-forrástól északra, I. VF, d. VF, 2004.10.01., idős akácos; - Hideg-árok, a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Kandina I., I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Máza alatt, patak, I. VF, d. VF, 2004.10.01.; - Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03, nyírt gyepek;

Zselic: Ropoly, erdőrezervátum, magterület, I. VF, d. VF, 2009.06.17-18.; - Ropoly, I. HE, d. VF, 2002.05.30.

DUNÁNTÜLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Budai-hegység: Solymár, Piroska forrás, I. VF, d. VF, 2006.10.21., patakparti bozót;

Visegrádi-hegység: Fűvészkert, szurdokban, I. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbánya mellett, szurdok, I. VF, d. VF, 2008.08.11., szurdok, bükkös.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Őrség: Őriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, I. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácos, égeres; - Szalafő, focipálya, Szala-patak, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., pa-

takparti szegély égerrel, mogoróval; - Csörötnék, ProSilva bükkös, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., bükkös; - Szalafői "Öserdő", I. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., bükkös;

Tachysoniscus austriacus (VERHOEFF, 1908)

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Soproni-hegység: Görbehalom és Ágfalva között, I. VF, d. VF, 2004.08.26., luc elegyes tölgyes.

F: Philoscidae

Lepidoniscus minutus (C. KOCH, 1938)

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Órtilos, Szent Mihály hegy, I. HE, d. VF, 2002.09.22; - Baláta-tó, I. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Hernyék és Nova között ültetett tölgyes, I. HE, d. VF, 2001.06.01.;

Zselic: Ropoly, I. HE, d. VF, 2002.05.30.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Burok-völgy keleti vége, kék + és piros ösvény találkozása, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., szurdokerdő; - Nagy-Köves bg., víznyelő oldala, I. VF, d. VF, 2005.05.15.;

Pilis: Kakas-hegy, Hármask-forrás, vízenyős lapon, I. VF, d. VF, 2004.09.04.; - Ördöglyuk-bg. feletti gerinc, száraz cseres tölgyes, I. VF, d. VF, 2004.09.04.; - Vaskapu-völgy alja, turistaút mellett, kögörgeteg, I. VF, d. VF, 2004.09.04., hársas - körises; - Nagy-Szoplák hegy (alsó régió), I. VF, d. VF, 2004.09.04., bükkös; - Nagy-Szoplák hegy (középrégió), I. VF, d. VF, 2004.09.04., bükkös - körises; z+ ösvény, Tólak magasságában, száraz erdő, I. VF, d. VF, 2004.08.28., hársas - körises;

Visegrádi-hegység: Hegy-tetőtől délre, kb. 200 m-t egyenesen az erdőbe, I. VF, d. VF, 2004.06.17., gyertyános-tölgyes; - Cser-hegy oldal, I. VF, d. VF, 2004.06.17., cseres - virágos körises; - Lajos-forrás felé, zöld háromszög mentén, álló kiszáradt fa, I. VF, d. VF, 2004.06.17., gyertyános-tölgyes; - Fűvészkert, szurdokban, I. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbaranya mellett, szurdok, I. VF, d. VF, 2008. 08. 11., szurdok, bükkös; - Karancs; tölgyes erdő, forrás kifolyó mellett, I. VF, d. VF, 2008. 08. 11.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Kőszegi-hegység: Szentvid melletti erdők, I. Harsányi K., d. VF, 2005.08.07.; - Szent Vid, bükkös, I. Harsányi K., d. VF, 2005.10.18.-25.; - Hétvezér-forrás, I. VF, d. VF, 2004.11.06., bükkös; - Szent Vid, bükkös, I. VF, d. VF, 2005.10.25., vörösfenyő elegyes bükkös, I. VF, d. VF, 2004.11.05.06.;

Őrség: Szőce, égerláp, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.09., zsombéksásos égerláp; - Szőce, láprét melletti ház, I. VF, d. VF, 2007.06.07., tisztás; - Csörötnék, ProSilva bükkös, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., bükkös;

Soproni-hegység: Görbehalom, Asztalfő, I. VF, d. VF, 2004.08.25., útszéli bozotos; - Görbehalom közelében, Ny - ra, I. VF, d. VF, 2004.08.26., patakparti égeres; - Görbehalom és Asztalfő közötti út szélén, töltésfal és árok, I. VF, d. VF, 2004.08.25; - Görbehalom és Ágfalva között, I. VF, d. VF, 2004.08.26., luc elegyes tölgyes; - Hideg-víz-forrás, part, I. VF, d. VF, 2004.08.25, patakparti erdő.

Chaetophiloscia cellaria (DOLLFUS, 1884)

ALFÖLD

Székesfehérvár: Megyeház u., belvárosi pince, I. VF, d. VF, 2004.04.15.

BUDAPEST: Rottenbiller u. 50. SZIE ÁOTK Biol. Int., pince, I. VF, d. VF, 2008.04.24.

F: Oniscidae

Oniscus asellus LINNAEUS, 1758

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Mecsek: Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03, nyírt gyepek, kert.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak partja, l. VF, d. VF, 2010.04.10.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karacs-Medves: Salgóhánya, tisztí kaszinó romos épülete mögött, l. VF, d. VF, 2008.08.10.

F: Agnaridae

Orthometopon planum (BUDDE-LUND, 1885)

BUDAPEST: Normafa, l. VF, d. VF, 2003.10.09., parkerdő, gyertyános-tölgyes; - Normafa, l. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - Lipótmezei u., fás udvar - erdőalja, l. VF, d. VF, 2006.09.14., lombos, cserjés; - Lipótmezei u. - Széher u. sarok, erdőszegély, l. VF, d. VF, 2006.09.14., fás vegetáció; - Széher u. mellett, Kis Hárs h. alja, l. VF, d. VF, 2006.09.14., tölgyes; - János-hegy-Normafa között, l. VF, d. VF, 2006.06.22, tölgyes; - Normafa, l. VF, d. VF, 2006.04.19., tölgyes szegély.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Budai-hegység: Paprika-patak feletti akácok oldal, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymári kert végi tölgyes, l. VF, d. VF, 2006.04.09.;

Pilis: Ördöglyuk-bg. feletti gerinc, száraz dolomitos, l. VF, d. VF, 2004.09.04., cseres tölgyes; - Salabasinai árok, patak völgy, l. Végh A., d. Végh A., 2007.04.07.; - Gyopár-forrás, l. VF, d. VF, 2004.08.28., gyertyános-tölgyes; - Ösvény (zöld+) mellett, l. VF, d. VF, 2004.08.28., cseres - virágos körises;

Visegrádi-hegység: Magda-forrás I., l. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció; - Cser-hegy oldal, l. VF, d. VF, 2004.06.17., cseres - virágos körises; Hegy-tetőtől délre, kb. 200 m-t egyenesen az erdőbe, l. VF, d. VF, 2004.06.17.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Aggteleki NP.: Esztramos oldala l. Lengyel G., d. VF, 2007;

Karacs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóhánya mellett, szurdok, l. VF, d. VF, 2008. 08. 11., szurdok, bükkös; - Karacs; tölgyes erdő, forrás kifolyó mellett, l. VF, d. VF, 2008. 08. 11.; - Somoskö, l. Somoskői B., d. VF, 2008. nyár.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Sé: Erdő, l. Hotzi V., d. VF, 2006.11.11.

Protracheoniscus franzi STROUHAL, 1948

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Gyékényes, l. HE, d. VF, 2002.05.31.

Protracheoniscus politus (C. KOCH, 1841)

ALFÖLD

Körös-Maros NP: Bányaréti erdő, l. HE, d. HE, 1999; - Bélmegyeri erdő (Patkós erdő), l. HE, d. HE, 1999.

BUDAPEST: Normafa, l. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - János-hegy - Normafa között, l. VF, d. VF, 2006.06.22, tölgyes; - Normafa, l. VF, d. VF, 2003.10.09., parkerdő, gyertyános - tölgyes; - Széher u. mellett, Kis Hárs hegy alja, l. VF, d. VF, 2006.09.14., tölgyes.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Pósteleki erdő, l. HE, d. VF, 2002.05.03; - Bélavár, Kerékhegy, l. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Örtilos, vasútoldali erdő, l. HE, d. VF, 2002.09.26.; - Bélavár, Palinai erdő, l. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Hernyék és Nova között ültetett tölgyes, l. HE, d. VF, 2001.06.01.; - Örtilos, Szent Mihály hegy, l. HE, d. VF, 2002.09.22; **Kaposvár:** Tókaji parkerdő, l. HE, d. VF, 2002.05.30.

Mecsek: Máza alatt, patak, l. VF, d. VF, 2004.10.01.; - Hideg-árok, a patak felett, l. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös; - Kandina, l. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Farkas-árok, l. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Máza alatt, patak, l. VF, d. VF, 2004.10.01.; Möcsény, l. HE, d. VF, 2006.10.28.;

Zselic: Ropoly, erdőrezervátum, magterület, l. VF, d. VF, 2009.06.17-18.; - Ropoly, l. HE, d. VF, 2002.05.30.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Burok-völgy keleti vége, kék+ és piros ösvény találkozása, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., szurdokerdő; - Burok-völgy, völgyoldal, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., bükkös, mészko szurdokerdő; - Devecser, Széki erdő, l. HE, d. HE, 2001.06.20.

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak feletti akácós oldal, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymár, Paprika-patak, mederben és a parton, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak, parti fűzes, l. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymár, Paprika-patak, l. VF, d. VF, 2006.10.21, patakparti ligeterdő; - Solymár, tölgyes erdő, l. VF, d. VF, 2006.10.21.; - Solymár, dolomitsziklagép, l. VF, d. VF, 2006.10.21; - Solymári kert végi erdő, l. VF, d. VF, 2006.04.09.

Pilis: Ösvény (zöld+) mellett, l. VF, d. VF, 2004.08.28., cseres - virágos kőrises; - Kakas-hegy, Hármás-forrás, vízenyős lapon, l. VF, d. VF, 2004.09.04., tölgyes; - Vaskapu-völgy alja, turistaút mellett, kőgörgöteg, l. VF, d. VF, 2004.09.04., hársas - kőrises; - Zöld+ ösvény, Tólak magasságában, száraz erdő, l. VF, d. VF, 2004.08.28., hársas - kőrises; - Ösvény (zöld+) mellett, l. VF, d. VF, 2004.08.28., cseres - virágos kőrises; - Holdvilág-árok eleje, nedves patakmeder l., l. VF, d. VF, 2004.08.28., pionír vegetáció.

Visegrádi-hegység: Fűvészkert, szurdokban, l. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös; - Hegy-tetőtől délre, kb. 200 m-t egyenesen az erdőbe, l. VF, d. VF, 2004.06.17., gyertyános-tölgyes; - Apáti-forrás, l. VF, d. VF, 2004.06.16., mohák; - Pilisszentlászlónál, kék-piros ösvény mellett, erdő, l. VF, d. VF, 2006.04.03., tölgyes; - Fűvészkert, szurdok felett, l. VF, d. VF, 2004.06.16., gyertyános-tölgyes; - Cser-hegy oldal, l. VF, d. VF, 2004.06.17., cseres - virágos kőrises.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Börzsöny: Királyrét, l. Lengyel G., d. VF, 2006.07.14.;

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbaranya mellett, szurdok, l. VF, d. VF, 2008.08.11., szurdok, bükkös; - Karancs; tölgyes erdő, forrás kifolyó mellett, l. VF, d. VF, 2008.08.11.;

Zempléni-hegység: Hejce, Solyom-kő, l. Bogó D., d. VF, 2008.07.06.; - Bohó-rét, l. Elek Zoltán, d. VF, 2007.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Kőszegi-hegység: l. VF, d. VF, 2004.11.05. - 06., vörösfenyő elegyes bükkös; - Erdő, l. Lengyel G., d. VF, 2005.08.31.; "Áfonyás", l. VF, d. VF, 2004.11.06.; - Gyertyános-tölgyes; - Szent Vid mellett erdők, l. Harsányi K., d. VF, 2005.08.07.; - Szent Vid, bükkös, l. Harsányi K., d. VF, 2005.10.18-25.; - Hétvezér-forrás, l. VF, d. VF, 2004.11.06., bükkös; - Szent Vid, bükkös, l. VF, d. VF, 2005.10.25; Vörösfenyő elegyes bükkös, l. VF, d. VF, 2004.11.05-06., vörösfenyő elegyes bükkös

Őrség: Csörötnék, ProSilva bükkös, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., bükkös; - Kétvölgy, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.03.; - Erdő, l. Lengyel G., d. VF, 2006.09.22; - Farkasfa, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.23; - Kétvölgy, áfonyás erdő mellett, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., tölgyes - bükkös; - Szalafő, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.08.; - Keszérű szer, Szalafő mellett, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07.; patakpart; - Őrszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, l. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácós, égeres; - Szalafői "Őserdő", l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., bükkös; - Kétvölgy, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.22; - Hársas patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., patakparti égeres; - Szalafő, foci-pálya, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel, mogyoróval; - Szőce, égerláp, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.09., zsombéksásos égerláp;

Sé: Erdő, l. Hotzi V., d. VF, 2006.11.01.;

Soproni-hegység: Görbehalom és Ágfalva között, l. VF, d. VF, 2004.08.26; lucelegyes tölgyes; - Görbehalom, Asztalfő, l. VF, d. VF, 2004.08.25, útszéli bozótos; - Görbehalom és Asztalfő közötti út szélén, töltésfal és árok, l. VF, d. VF, 2004.08.25; -Görbehalom, Asztalfő, l. VF, d. VF, 2004.08.25., luc elegyes bükkös; - Hidegvíz-forrás, part, l. VF, d. VF, 2004.08.25, patakparti erdő.

Protracheoniscus major (DOLLFUS, 1903)

ALFÖLD

Székesfehérvár: Megyeház u., belvárosi pince, l. VF, d. VF, 2004.04.15.

BUDAPEST: Rottenbiller u., l. Vass Koppány, d. VF, 2005.03.31.; - Rottenbiller u. 50., pince, l. VF, d. VF, 2003.09.13.; - Gül Baba utca, l. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Pécs: Szigeti úti panellakások, l. VF, d. VF, 2001.

F: Platyarthridae

Trichorhina tomentosa (BUDE-LUND, 1893)

BUDAPEST: ELTE Fűvészkert, l. VF, d. VF, 2005.04.19.

Platyarthrus hoffmannseggii BRANDT, 1833

ALFÖLD

Székesfehérvár: Vidámpark, l. VF, d. VF, 2004.04.11., elhanyagolt park; - Palotai úti köztemető, l. VF, d. VF, 2004.05.01., dús gyomvegetáció és cserjés; - Dr. Koch László u., Arév irodaház mögötti terület, l. VF, d. VF, 2004.05.01., gyér gyomvegetáció, néhány platán; - Kiserdő, l. VF, d. VF, 2005.03.27., vizenyős terület, telepített fiatal nyáras, fűzes.

BUDAPEST: Óbudai Múzeum udvara, l. VF, d. VF, 2007.03.15., gyepp; - II. ker., Ördögárok töltésoldala, l. VF, d. VF, 2004.05.10., nyírt gyepp; - Budatétény, betonárok, akácosban - egyelés, l. VF, d. VF, 2004.04.30.; - Margitsziget, l. VF, d. VF, 2004.04.18., park; - Állatkert, l. VF, d. VF, 2004.04.07., park, dísznövények; - X. ker: Népliget, l. VF, d. VF, 2004.05.06.; - I. ker., Vár, Sikló utca, l. VF, d. VF, 2004.05.23., park; - I. ker., Vár, Lovas u., "garázstetőn" a fal tövében és gyeppen, l. VF, d. VF, 2004.03.26, gyepp, kevés adventív gyomfával; - I ker. Medve u. kövek alatt, l. VF, d. VF, 2007.04.30., ültetett; - I. ker., Vár, Budavári palota, elzárt gyepp a hajléktalan - tanyák felől, l. VF, d. VF, 2004.05.15., elhanyagolt park, gyomok; - II. ker., Csalán utca, teraszosan kialakított magánkert árnyas alsó része sok kerti lommal, l. VF, d. VF, 2004.05.10., gyümölcsfák, kerti dísznövények; - XIV., Mirtusz u - Őrs vezér u. sarok, l. VF, d. VF, 2006.10.23, gyepp, pár akác; - ELTE Fűvészkert, szabadban, l. VF, d. VF, 2007.05.06.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Pécs: PTE botanikus kert, l. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött; - Dömörkapu, l. VF, d. VF, 2004.06.27., gyomok, parkerdő;

Mecsek: Óbányai kulcsosház udvara, l. VF, d. VF, 2004.10.03, nyírt gyepp, kert.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Felsőörs, l. HE, d. VF, 2007.09.14.; Keszthely, kastélypark, l. VF, d. VF, 2007.05.12.

Szentendre: Skanzen, l. VF, d. VF, 2007.03.16.; - Belváros: temető, ráctemplom kertje és a földhivatal kertje, l. VF, d. VF, 2004.06.06., gyomvegetáció;

Visegrádi-hegység: Lajos-forrás, l. VF, d. VF, 2004.06.17., gyomvegetáció, egyszikűek.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Őrség: Szalafő, focipálya, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel, mogoróval; - Őrszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, l. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácos, égeres; - Pankasz, harangláb, l. VF, d. VF, 2007.06.07., gyepp;

Platyarthrus schobli BUDE-LUND, 1885

BUDAPEST: Budatétény, betonárok, akácosban, l. VF, d. VF, 2004.04.30.; - I. ker., Vár, Lovas u., "garázstetőn" a fal tövében és gyeppen, l. VF, d. VF, 2004.03.26, gyepp, kevés adventív gyomfával.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Pécs: PTE botanikus kert, l. VF, d. VF, 2005. május;

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Esztergom: Kossuth u. 38/b, l. VF, d. VF, 2005.04.10.;

F: Porcellionidae

Porcellio laevis (LATREILLE, 1804)

KISALFÖLD

Szigetköz: Nagybjacs Dunapart, l. HE, d. HE, 1999.

Porcellio dilatatus BRANDT, 1833

ALFÖLD

Székesfehérvár: Belváros, Török fürdő, l. VF, d. VF, 2009.04.12.

BUDAPEST: Rottenbiller u. 50. SZIE ÁOTK Biol. Int., pince, I. VF, d. VF, 2008.04.24.; - Clark Ádám tér építkezés mellett, I. VF, d. VF, 2007.03.11., gyomok.

***Porcellio scaber* LATREILLE, 1804**

ALFÖLD

Csepel sziget: Tassi zsílip, Makádi erdő, I. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő;

Debrecen: Városi park, kertváros és Nagyerdő - tölgyes, Globenet projekt talajcsapdáiból, I. Magura T. et al., d. VF, 2003, 2004;

Kecskemét: Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.05.; - Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.28.; - Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.31.;

Székesfehérvár: Vidámpark és környéke, I. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park; - Vidámpark, I. VF, d. VF, 2005.03.26.; - Vidámpark, I. VF, d. VF, 2004.04.11.; Vidámpark (romos), Palotai út felé, I. VF, d. VF, 2008.04.19., park; - Palotai úti köztemető, I. VF, d. VF, 2004.05.01., dús gyomvegetáció és cserjés; - Dr. Koch László u., Arév irodaház mögötti terület, I. VF, d. VF, 2004.05.01.; gyér gyomvegetáció, néhány platán; - Belváros, Zsuzsanna-forrás mögötti park, I. VF, d. VF, 2004.05.01.; - Vasútállomás, Postás szobor mögött, I. VF, d. VF, 2004.03.30., gyomok, sövény.

BUDAPEST: Rákospuszta Pu. mögött, I. VF, d. VF, 2008.04.05.; - Rózsakert Pláza, I. VF/ Veszteg N., d. VF, 2007.03.29.; - Rottenbiller u. 50, SZIE ÁOTK Biol. Int. udvar, pincelajáró, I. VF, d. VF, 2007.08.28.; - Óbudai Múzeum udvara, I. VF, d. VF, 2007.03.15., gye; - Óbuda, Kórház utca, római falmaradvány tövében, I. VF, d. VF, 2009.04.11.; - II. ker., Ördögárok töltésoldala, I. VF, d. VF, 2004.05.10., nyírt gye; - Margitsziget, I. VF, d. VF, 2004.04.18.; - X. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.; - I. ker., Vár, Budavári palota, elzárt gye a hajléktalan - tanyák felől, I. VF, d. VF, 2004.05.15., elhanyagolt park, gyomok; - II. ker., Csalán utca, teraszosan kialakított magánkert árnyas alsó része sok kerti lommal, I. VF, d. VF, 2004.05.10., gyümölcsfák, kerti dísznövények; - XIV., Mirtusz u - Örs vezér u. sarok, I. VF, d. VF, 2006.10.23, gye, pár akác; - ELTE Füvészkert, szabadban, I. VF, d. VF, 2007.05.06., ültetett; - I. ker. Medve u. kövek alatt, I. VF, d. VF, 2007.04.30., ültetett; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - Budafok, Péter Pál u., I. VF, d. VF, 2006.11.11.; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03; spontán erdőszőő terület; - Rottenbiller u. 50. udvar, I. VF, d. VF, 2006.10.03.; - I. ker. Ganz u - Fő u sarka, I. VF, d. VF, 2007.05.04., gyomos; - Hűvösvölgy 109., magánkert, I. VF, d. VF, 2008.05.30.; - ELTE Füvészkert, sziklakert, I. VF & Somosköi B., d. VF, 2007.05.23; - István u. 2., ÁOTK park, I. VF, d. VF, 2004.05.19.; - Margitsziget, termál tó, I. VF, d. VF, 2006.09.14., park; - Margitsziget, I. VF, d. VF, 2007.05.20; gyom; - Margitsziget, termál tó melletti növényzet, I. VF, d. VF, 2007.03.11.; - Margitsziget, termál tó mellett, I. VF, d. VF, 2007.03.11.; üde növényzet; - Szondi u. 54., I. VF, d. VF, 2007.05.23; buja kerti.; - Budafok, I. Sipos D. d. Csonka Diána, 2006.11.26; - XI. ker., Gellért-hegy, I. VF, d. VF, 2004.04.09.; városi park; - I. ker., Déli Pályaudvar, beton dísznövénytartó szoborral és cserjékkel, I. VF, d. VF, 2004.04.29.; ültetett cserjék; - Tabán alja, nyirkos árok, középkori falmaradvány tövében, I. VF, d. VF, 2004.04.29.; gyér gyomvegetáció; - Rottenbiller u. 50., udvar, I. VF, d. VF, 2004.05.14.; néhány fa; - Szinyei-Merse u. - Kodály Körönd sarkán zöld udvar, I. VF, d. VF, 2006.07.04., telepített kerti növények; - VI. ker Szondi u 54., I. VF, d. VF, 2007.01.20.; - VII. ker., Dob u. 33., bérház gondozott belső kertje, I. VF, d. VF, 2004.04.19.; gondozott kert, lágyszárúak; VII. ker., Rákóczi u. 34., bérház udvara, I. VF, d. VF, 2004.05.19.; VIII. ker: Ludovika - tér, I. VF, d. VF, 2004.05.15., elhanyagolt park; - Szondi u. 54., I. VF, d. VF, 2006.04.24, kert, ültetett növényzet; - Lövéde - tér, I. VF, d. VF, 2006.07.04., csenevész gyom; - XIV., Vezér u. Rákospatak mellett, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyomos útszéli; - XIV., Rákospatak mellett, Bartl u. lakópark, építési törmelék halmok, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyom; - XIV., Rákospatak, Bartl u. lakópark, bokros túlsó, I. VF, d. VF, 2006.10.23., bokros szegély; - Mogoródi u. - Hungária krt sarok, óriásplakát állványzat, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyomok.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény, Szőlőhegyre vivő út mellett, árok, kis híd alatt, I. VF, d. VF, 2006.05.06., árokparti ruderalis; - Strand, Balatonpart, hullámtörő kövek, I. VF, d. VF, 2004.08.14.; Balatonfenyves, nyaraló udvar, I. VF, d. VF, 2006.07.03., kert, ültetett növényzet;

Pécs: PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2005. május; - PTE botanikus kert, pálmaház, I. VF, d. VF, 2006.01.13.; ültetett növények, cserepes is;

„Vönöcz”: I. Kovács Kriszta, d. VF, 2009.10.09.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: - Keszthely, kastélypark, l. VF, d. VF, 2007.05.12.; - Festetics kastély park, l. VF, d. VF, 2007.05.12.; - Helikon park, l. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Pilis: Pilisborosjenő, magánkert, l. VF, d. VF, 2006.09.12., kert, ültetett növényzet;

Szentendre: MalomArt központ udvar, l. VF, d. VF, 2008.04.06.;

Tatabánya: Felsőgalla, családi ház pincéje, l. VF, d. VF, 2004.04.22.; - Tatabánya, l. VF, d. VF, 2004.04.22.;

Érdliget: udvar, cserép alatt, l. Végh A., d. Végh A., 2007.03.24.;

Esztergom: Vár belső, l. VF, d. VF, 2006.10.15., kert, ültetett növényzet; Vár, l. VF, d. VF, 2006.06.25., ültetett növények.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karacs-Medves: Salgóbánya, Kaszinó romos épület mögött, l. VF, d. VF, 2008. 08. 10.; - Salgóbánya, ifjúsági tábor, l. VF, d. VF, 2008. 08. 11.;

„Mátraalja”: magánház udvara, l. Somosköi B., d. VF, 2008. nyár;

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Csepreg: l. Tóth Adrienn, d. VF, 2009.10.12.; - Ház mögött, l. Tóth Adrienn, d. VF, 2009.10.12.;

Ják: l. Krancz Eszter, d. VF, 2009.10.23.;

Kőszeg: garázs, l. Keszei Balázs, d. VF, 2009.09.25.;

Őrség: Őriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, l. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácok, égeres; - Pankasz, harangláb, l. VF, d. VF, 2007.06.07., gyepek; - Őriszentpéter, l. Lengyel G., d. VF, 2007.04.03.

***Porcellio spinicornis* SAY, 1818**

BUDAPEST: Pajzs utca, l. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Lipótmezei u., fás udvar - erdőalja, l. VF, d. VF, 2006.09.14., lombos, cserjés; - II. ker., Csalán utca, magánkert, sziklakert, l. VF, d. VF, 2004.05.10., sziklakert; - Pajzs utca, l. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Rózsadomb, Gyermekotthon kert, l. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Gaja-patak, Balinka után, degradált vadaspark, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.05.15.; igen degradált gyertyános tölgyes, szurdokerdő; - Felsőörs, Üdülő, l. HE, 2007.08., szőlőskert; - Kis-hegy, l. HE, d. VF, 2007.07.08.; - Keszthely, kastélypark, l. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Esztergom: Vár, l. VF, d. VF, 2006.06.25; ültetett növények;

Kemenesalja: Ság-hegy, Fragmentált törmeléklető-erdő, l. HE, d. HE, 2003.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Ják: l. Krancz E., d. VF, 2009.10.23; Ják, l. Krancz E., d. VF, 2009.10.17.;

***Porcellionides pruinosus* (BRANDT, 1833)**

ALFÖLD

Debrecen: vasútállomás melletti presszó kerítése, törmelék között, l. VF, d. VF, 2008 január;

Kecskemét: Katonatelep, l. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.05.; - Katonatelep, l. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.08.; - Katonatelep, l. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.28.; - Katonatelep, l. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.31.; - Katonatelep, l. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.11.;

Ormánság: Darány, vasútállomás, l. VF, d. VF, 2007.07.08.;

Székesfehérvár: Vidámpark, l. VF, d. VF, 2004.04.11., elhanyagolt park; - Palotai úti köztemető, l. VF, d. VF, 2004.05.01.; dús gyomvegetáció és cserjés; - Kőrögyi utca szuburbán, magánkert, l. VF, d. VF, 2009.04.12.; - Vasútállomás, Postás szobor mögött, l. VF, d. VF, 2004.03.30.; gyomok, sövény; - Vidámpark (romos), Palotai út felé, l. VF, d. VF, 2008.04.19., park; - Vidámpark és környéke, l. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park; - Vidámpark, l. VF, d. VF, 2005.03.26, park;

BUDAPEST: II. ker., Csalán utca, magánkert, sziklakert, l. VF, d. VF, 2004.05.10.; sziklakert; - Margitsziget, l. VF, d. VF, 2004.04.18., park, parkerdő; - XIV., Mirtusz u - Őrs vezér u. sarok, l. VF, d. VF, 2006.10.23, gyepek, pár akác; - István u. 2., ÁOTK park, l. VF, d. VF, 2004.05.19., park; VII. ker., Dob u. 33., bérház gondozott belső

kertje, I. VF, d. VF, 2004.04.19.; - Állatkert, I. VF, d. VF, 2004.04.07., park, dísznövények; - Lipótmezei u. - Széher u. sarok, erdőszegély, I. VF, d. VF, 2006.09.14., fás vegetáció; - Széher u. mellett, Kis Hárs h. alja, I. VF, d. VF, 2006.09.14., tölgyes; - VII. ker., Szövetség u., utcán, téglarakás, I. VF, d. VF, 2004.04.15.; - XIV., Gvadányi u., kerékpárút mente, parkos, I. VF, d. VF, 2006.10.23, gyepliget;

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Mecsek: Kisújbánya - Hosszúhetény között, sz. marha telep, I. VF, d. VF, 2004.10.03;
„Vönöcz”: I. Kovács Kriszta, d. VF, 2009.10.10.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Érdliget: udvar, cserép alatt, I. Végh A., d. Végh A., 2007.03.24;

Bakony: Felsőörs, üdülő, I. HE, d. HE, 2007.08., szőlőskert; - Kishegy, I. HE, d. HE, 2007.08.; - Keszthely, kastélypark, I. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Szentendre: Belváros: temető, ráctemplom kertje és a földhivatal kertje, I. VF, d. VF, 2004.06.06., gyomvegetáció;

Visegrádi-hegység: Ördögbanja, bányaudvar, I. VF, d. VF, 2004.06.16., invazív gyomok.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK **Csepreg:** I. Stoyér Péter, d. VF, 2009.10.09.

Proporcellio vulcanius (VERHOEFF, 1908)

ALFÖLD

Székesfehérvár: Vidámpark és környéke, I. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park.

F: Cylisticidae

Cylisticus convexus (DE GEER, 1778)

ALFÖLD

Kőrös-Maros NP: Marói erdő, I. HE, d. HE, 1999;

Székesfehérvár: Vidámpark és környéke, I. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park; Vidámpark, I. VF, d. VF, 2004.04.11., elhanyagolt park., park; - Vidámpark, I. VF, d. VF, 2005.03.26.; - Malom-csatorna, Palotai út, I. VF, d. VF, 2006. május; - Belváros, Zsuzsanna-forrás mögötti park, I. VF, d. VF, 2004.05.01., park; - Belváros, Törökfürdő, I. VF, d. VF, 2009.04.12.

BUDAPEST: Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - Óbuda, Kórház utca, római falmaradvány tövében, I. VF, d. VF, 2009.04.11.; - Rózsadomb, Gyermekotthon kert, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Alsó Törökvész utca, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.19., tölgyes szegély; - Lipótmezei u. - Széher u. sarok, erdőszegély, I. VF, d. VF, 2006.09.14., őshonos fák és behurcolt fák; - Óbudai Múzeum udvara, I. VF, d. VF, 2007.03.15., gyepliget; - II. ker., Ördögárok töltésoldala, I. VF, d. VF, 2004.05.10., nyírt gyepliget; - Budatétény, betonárok, akácosban - egytelés, I. VF, d. VF, 2004.04.30.; - Budafok, Péter Pál u., I. VF, d. VF, 2006.11.11.; - Margitsziget, I. VF, d. VF, 2004.04.18.; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03.; spontán erdőszőlő terület; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03.; leromlott sírok körül, fal mellett; - Óbudai sziget, belseje, I. VF, d. VF, 2007.03.15., park; - Óbudai sziget, Duna part és ligeterdő, I. VF, d. VF, 2004.08.16.; parti fehér fűz; - Állatkert, I. VF, d. VF, 2004.04.07., park, dísznövények; - Clark Ádám tér építkezés mellett, I. VF, d. VF, 2007.03.11.; - I. ker., Vár, Sikló utca, I. VF, d. VF, 2004.05.23., park; - X. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.; - Rottenbiller u. 50. udvar, I. VF, d. VF, 2006.10.03.; - I. ker. Ganz u - Fő u sarka, I. VF, d. VF, 2007.05.04.; gyomos; - Hűvösvölgy 10.9 magánkert, I. VF, d. VF, 2008.05.30.; - IX. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény, Szőlőhegyre vivő út mellett, árok, kis híd alatt, I. VF, d. VF, 2006.05.06., árokparti ruderalis;

Mecsek: Hideg-árok, a patakban, I. VF, d. VF, 2004.06.27., pionír vegetáció; - Hideg-árok, 15-20 m-re a patak felett, I. VF, d. VF, 2004.06.27., ezüsthársas-bükkös;

Pécs: PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött; - PTE botanikus kert, pálmaház, I. VF, d. VF, 2006.01.13., ültetett növények, cserepes is.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Burok-völgy, völgyoldal, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., bükkös, mészko szurdokerdő; - Alba Regia forrás, l. VF, d. VF, 2007.05.15., tölgyes szurdok, aszályos időszakban; - Gaja-patak, Balinka után, degradált vadspark, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.05.15., igen degradált gyertyános; - Bakonycsernye, Kisgyóni elágazás, Gaja híd alatt, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.15.; - Keszthely: Kastélypark, l. VF, d. VF, 2007.05.12.; templom mellett romok, l. VF, d. VF, 2007.05.12., gyepek; - Keszthely, belváros, l. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Budai-hegység: Solymári kert végi tölgyes erdő, l. VF, d. VF, 2006.04.09.;

Esztergom: Vár belső, l. VF, d. VF, 2006.10.15., kert, ültetett növényzet;

Pilis: Vaskapu-völgy alja, turistaút mellett, körgörgeteg, l. VF, d. VF, 2004.09.04., hársas - kőrises; - Ördöglyuk-bg. feletti gerinc, száraz dolomitos, l. VF, d. VF, 2004.09.04.; cseres tölgyes; - Holdvilág-árok eleje, nedves patakmeder, l. VF, d. VF, 2004.08.28., gyomvegetáció; - Nagy-Szoplak hegy (csúcs), l. VF, d. VF, 2004.09.04.; lejtás után fejlődött fás vegetáció; - Pilisborosjenő; magánkert, l. VF, d. VF, 2006.09.12., kert, ültetett növényzet;

Ság-hegy: Zavart lejtősztyepp a déli lejtőn, l. HE, d. HE, 2001.; - Akácós, l. HE, d. HE, 2007.;

Szentendre: Skanzen, l. VF, d. VF, 2007.03.16.; - Belváros: temető, ráctemplom kertje és a földhivatal kertje, l. VF, d. VF, 2004.06.06., gyomvegetáció;

Visegrádi-hegység: Pilisszentlászló település, árokpárt, l. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Fűvészkert, szurdokban, l. VF, d. VF, 2004.06.16., szurdokerdő, bükkös; - Magda-forrás I., l. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció; - Magda-forrás II., l. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció, hygrophil növények; - Visegrád és Fűvészkert közt, a tópartnál, aszfaltút mellett, l. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Salgóhánya, Kaszinó romos épület mögött, l. VF, d. VF, 2008. 08. 10.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Ják: l. Krancz Eszter, d. VF, 2009.10.23;

Órség: Szalafő, focipálya, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel, moggyoróval.

F: Trachelipidae

Porcellium collicola (VERHOEFF, 1907)

ALFÖLD

Körös-Maros NP: Bányaréti erdő, l. HE, d. HE, 1999; - Bélmegyeri erdő (Patkós erdő), l. HE, d. HE, 1999; - Mályvádi-erdő, l. HE, d. HE, 1999; Marói erdő, l. HE, d. HE, 1999.;

Csepel sziget: Tassi zsilip, Makádi erdő, l. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő;

Felső-Tiszavidék: Csegöld, Gál erdő, l. Farkas R., d. VF, 2007; - Milota Szenna - Füzes, l. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Tiszacsécse, Füzes, l. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Csengersima, Géczy sűrű, l. Farkas R., d. VF, 2007; - Gacsály, Madaras erdő, l. Farkas R., d. VF, 2007; - Csengersima, l. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos; - Gacsály, magassásos, l. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos;

Mezőföld: Belsőbáránd, tátorjános, l. Szinetár Cs. és mtsai., d. VF, 2007 nyár;

Ormánság: Középrigóci tavak, *Spiraea salicifolia* állomány mellett, l. VF, d. VF, 2007.07.09., zsombékos;

Szeged: Szeged: Maros ártér - (Új)Szegeknél, l. HE, d. HE,

Székesfehérvár: Vidámpark és környéke, l. VF, d. VF, 2003.11.30., elhanyagolt park; - Palotai úti köztemető, l. VF, d. VF, 2004.05.01.; dús gyomvegetáció és cserjés; - Vidámpark, l. VF, d. VF, 2005.03.26., park; - Kiserdő, l. VF, d. VF, 2005.03.27.; vizenyős terület, telepített fiatal nyáras, füzes; forgalmas Palotai és Kelemen B. u sarok, elhanyagolt kertben, l. VF, d. VF, 2006.07.08., gyomok.

BUDAPEST: Rózsadomb, Gyermekotthon kert, l. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Margitsziget, l. VF, d. VF, 2004.04.18., park, parkerdő; - Lipótmezei u. - Széher u. sarok, erdőszegély, l. VF, d. VF, 2006.09.14., fás vegetáció; - X. ker: Népliget, l. VF, d. VF, 2004.05.06.; - II. ker., Csalán utca, teraszosan kialakított magánkert árnyas alsó része sok kerti lommal, l. VF, d. VF, 2004.05.10., gyümölcsfák, kerti dísnövények; - Normafa, l. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - ELTE Fűvészkert, sziklakert, l. VF & Somoskői B., d. VF, 2007.05.23; - Budatétény, betonárok, akácokban - egyelés, l. VF, d. VF, 2004.04.30.; - I. ker., Vár, Sikló utca, l. VF, d. VF, 2004.05.23., park; - Fiumei úti sírkert, l. VF, d. VF, 2006.07.03., leromlott sírok körül, fal mellett; - János-hegy - Normafa között, l. VF, d. VF, 2006.06.22, tölgyes; - Normafa, l. VF, d. VF, 2003.10.09., parkerdő, gyertyános-tölgyes.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény, Szőlőhegyre vivő út mellett, árok, kis híd alatt, l. VF, d. VF, 2006.05.06., árokparti ruderalis;

Belső-Somogy: Pósteleki erdő, I. HE, d. VF, 2002.05.03; Vízvár; - Dráva part, kenekikötőnél, egyből a vízparton, I. VF, d. VF, 2007.07.10., ligeterdő;
Kaposvár: Tókaji parkerdő, I. HE, d. VF, 2002.05.30.;
Mecsek: Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03, nyírt gyepek, kert;
Pécs: PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött;
Szekszárdi-dombság: víztározó melletti cseres-tölgyes, I. Ács B. - Arató Cs., d. VF, 2009.09.25.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Alba Regia forrás, I. VF, d. VF, 2007.05.15.; tölgyes szurdok, aszályos időszakban; - Bakonycsérnye, Kisgyóni elágazás, Gaja híd alatt, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.15.; - Keszthely, kastélypark, I. VF, d. VF, 2007.05.12.;
Budai-hegység: Solymári kert végi tölgyes, I. VF, d. VF, 2006.04.09.; - Solymár, Paprika-patak, I. VF, d. VF, 2006.10.21, patakparti ligeterdő; - Solymár, Paprika-patak, I. VF, d. VF, 2006.10.21, patakparti ligeterdő; - Paprika-patak feletti akác oldal, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymár, Paprika-patak, mederben és a parton, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak, parti fűzes, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak feletti akác oldal, I. VF, d. VF, 2007.07.06.;
Esztergom: Esztergom; vár külső, I. VF, d. VF, 2006.10.15., kert, ültetett növényzet;
Pilis: Pilisborosjenő, magánkert, I. VF, d. VF, 2006.09.12., kert, ültetett növényzet; - Ördöglyuk-bg. feletti gerinc, száraz dolomit, I. VF, d. VF, 2004.09.04.; cseres tölgyes; - Salabasinai árok, patak völgy, I. Végh A., d. Végh A., 2007.04.07.;
Ság-hegy: Fragmentált törmeléklető-erdő, I. HE, d. HE, 2003.; - Zavart lejtősztyepp a déli lejtőn, I. HE, d. HE, 2001.; - Akác, I. HE, d. HE, 2007.; - Degradált lejtősztyepp a nyugati lejtőn, I. HE, d. HE, 2002.; - Élőhelyrekonstrukció kísérlet területek, I. HE, d. HE, 2004.;
Szentendre: Belváros, temető, Rác templom kertje és a földhivatal kertje, I. VF, d. VF, 2004.06.06., gyomvegetáció; - Skanzen, I. VF, d. VF, 2007.03.16.;
Tatabánya: Turul - emlékmű, I. VF, d. VF, 2004.04.22., parkerdő;
Törökbálint: Nagyerdő, I. Végh A., d. VF, 2007.03.30., cseres tölgyes;
Visegrádi-hegység: Lajos-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.17., gyomvegetáció, egyszikűek; - Pilisszentlászló település, árokpart, I. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Dömörkapu vízesés, kövekből rakott mohos fal, I. VF, d. VF, 2004.06.17., mohavegetáció és lágyszárúak.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Elhagyott kisvasúti alagút Salgóbánya mellett, szurdok, I. VF, d. VF, 2008. 08. 11., szurdok, bükkös;
Zempléni-hegység: Bohó-rét, I. Elek Zoltán, d. VF, 2007.

KISALFÖLD

Szigetköz: Lipót, I. HE, d. HE; 1999; - Dunasziget: Hajós, I. HE, d. HE; 1999; - Feketeerdő, I. HE, d. HE; 1999.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Meggyeskovácsi: Balozsa, kastélypark, I. Lengyel G., d. VF, 2007.06.18.;

Őrség: Őriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, I. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akác, égeres; - Őriszentpéter, I. Lengyel G., d. VF, 2007.04.03.;

Sé: erdő, I. Hotzi V., d. VF, 2006.11.01.; - Erdő, I. Hotzi V., d. VF, 2006.11.11.

Porcellium conspersum (C. KOCH, 1841)

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Zempléni-hegység: Bohó-rét, erdő, I. Elek Zoltán, d. VF, 2007.

Porcellium recurvatum VERHOEFF, 1901

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Belső-Somogy: Gyékényes, I. HE, d. VF, 2002.05.31.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Őrség: Szőce, égerláp, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.09., zsombéksásos égerláp.

Trachelipus difficilis (RADU, 1950)

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Mátraszentimre: Tugár-rét körüli tölgyes, I. Túri D., d. Túri D., 2009.10.11.

Trachelipus nodulosus (C. KOCH, 1838)

ALFÖLD

Ásotthalom: Emlékerdő, talajcsapdázás, I. HE, d. HE, 1979;

Körös-Maros NP: Bélmegyeri erdő (Patkós erdő), I. HE, d. HE, 1999; - Mályvádi - erdő, I. HE, d. HE, 1999;

Bugac: Gyepek, I. HE, d. HE, 1979; - Gyepek, I. HE., d. HE., 2000. jul. - okt.; - Nagypusztá, JATE kísérleti terület, I. HE, d. HE,

Csepel sziget: Tassi zsillip, Makádi erdő, I. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő;

Hortobágy: Egyek-Pusztakócs, pusztá, I. Déri E. és mtsai., d. VF, 2007, gyepek;

Kiskundorozsma: gyepek, I. HE, d. HE 1979.;

Kecskemét: Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.28.; - Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.31.;

Szeged: Szeged: Maros ártér - (Új)Szegednél, I. HE, d. HE 1999.

BUDAPEST: X. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.;

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény, Szőlőhegyre vivő út mellett, árok, kis híd alatt, I. VF, d. VF, 2006.05.06., árokparti ruderalis;

Mecsek: Kisújbanya - Hosszúhetény között, marhatelep, I. VF, d. VF, 2004.10.03.;

Pécs: PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött; - Belváros, Mikszáth utca, gyepek sarok fával, I. VF, d. VF, 2006.01.13., gyepek;

Szekeşvárdi dombság: Vízáró mellett cseres-tölgyes, I. Dávid D., d. VF, 2009.09.19.; Vízáró mellett cseres-tölgyes, I. Komlódi R., d. VF, 2009.09.25.; - Vízáró mellett cseres-tölgyes, I. Prischetzky D. & Szűcs V., d. VF, 2009.09.19.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Felsőörs, Kis-hegy, I. HE, d. HE, 2007.08.; - Kis-hegy, I. HE, d. VF, 2007.07.08.;

Ság-hegy: Fragmentált törmeléklető-erdő, I. HE, d. HE, 2003.; - Degradált lejtősztyepp a nyugati lejtőn, I. HE, d. HE, 2002.; - Élőhelyrekonstrukciók kísérlet területek, I. HE, d. HE, 2004.; - Bazalt törmeléklető - gyepek, I. HE, d. HE, 2006.; - Másodlagos lejtősztyepp a kráterbelső területén, I. HE, d. HE, 2005.;

Visegrádi-hegység: Pilisszentlászló település, árokpart, I. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek.

Trachelipus ratzeburgii (BRANDT, 1833)

BUDAPEST: XI. ker., Gellért-hegy, I. VF, d. VF, 2004.04.09., park; - I. ker., Vár, Lovas u., "garázstetőn" a fal tövében és gyepekben, I. VF, d. VF, 2004.03.26.; - Vár, Lovas út, I. VF, d. VF, 2007.03.11.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Dél-Dunántúl: Örtilos, Szent Mihály hegy, I. HE, d. VF, 2002.09.22.; - Bélavár, Palinai erdő, I. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Baláta-tó, I. HE, d. VF, 2002.05.31.;

Kaposvár: Tókaji parkerdő, I. HE, d. VF, 2002.05.30.;

Mecsek: Kandina I., I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Cserfa-forrástól É-ra, I. VF, d. VF, 2004.10.01., honos fajokkal vegyes idős akácos; - Kandina II., I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös;

Zselic: Ropoly, I. HE, d. VF, 2002.05.30.; - Ropoly, erdőrezervátum, magterület, I. VF, d. VF, 2009.06.17-18.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Burok-völgy, völgyoldal, I. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.14., bükkös, mészkő szurdokerdő;

Budai-hegység: Nagy Kopasz, I. Végh A., d. Végh A., 2007.04.06., gyertyános - tölgyes; - Solymár, Paprika-patak I., VF, d. VF, 2006.10.21, patakparti ligeterdő; - Solymár, Paprika-patak II., VF, d. VF, 2006.10.21, patakparti ligeterdő;

KISALFÖLD

Szigetköz: Feketeerdő, I. HE, d. HE; 1999;

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Kőszegi-hegység: Szentvid melletti erdők, I. Harsányi K., d. VF, 2005.08.07.; - Szent Vid, bükkös, I. Harsányi K., d. VF, 2005.10.18-25.; - Hétvezér-forrás, I. VF, d. VF, 2004.11.06., bükkös; - Szent Vid, bükkös, I. VF, d. VF, 2005.10.25.; - Erdő, I. Lengyel G., d. VF, 2005.08.31.;
Órség: Szalafő, foci-pálya, Szala-patak, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel,ogyoróval; - Farkasfa, I. Lengyel G., d. VF, 2007.04.23.; - Szakonyfalu, I. Lengyel G., d. VF; - Kétvölgy, I. Lengyel G., d. VF, 2007.04.03.; - Felsőszőlőnk, I. Lengyel G., d. VF, 2007.06.16.;
Soproni-hegység: Görbehalom és Ágfalva között, I. VF, d. VF, 2004.08.26., lucelegyes tölgyes; - Görbehalom, Asztalfő, I. VF, d. VF, 2004.08.25., útszéli bozótos; - Hidegvíz-forrás, part II., I. VF, d. VF, 2004.08.25. patakparti erdő; - Görbehalom, Asztalfő, I. VF, d. VF, 2004.08.25., luc elegyes bükkös; - Görbehalom közelében, Ny - ra, I. VF, d. VF, 2004.08.26., patakparti égeres.

Trachelipus rathkii (BRANDT, 1833)

ALFÖLD

Agárd: Településtől távolabb, Velencei - tó mellett, kikötő, füves rész, I. VF, d. VF, 2004.05.01.; kezelt gyep;
Ásotthalom: Csodarét; I. HE, d. HE, 1999;
Budakalász: Dunapart, ligeterdő, I. VF, d. VF, 2006.10.28.;
Dél-Alföld: Blaskovics - puszta, 1998, I. HE, d. HE, 1999;
Bugac: I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.;
Csepel sziget: Tassi zsilib, Makádi erdő, I. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő; sziget déli vége, I. Végh A., d. Végh A., 2007.04.03. ligeterdő;
Dabas – Gyón: Gyóni lőtér, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.;
Debrecen: Egyetem, agrárkar udvara, I. Nagy A., d. VF, 2008. ősz;
Felső-Tiszavidék: Milota Szenna - Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Milota falu - Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Tiszacsécse, Füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Csengersima, Géczy sűrű, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Gacsály, Madaras erdő, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Csengersima, I. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos; - Gacsály, magassásos, I. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos; - Tiszabecs, Szabó füzes, I. Farkas R., d. VF, 2007; füzes; - Tiszacsécse, Kis - Mező, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Milota, Nagyvágyási halvány, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Zajta, I. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos; - Császló, I. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos; - Csegöld, magassásos, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Rozsály, I. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos
Kiskundorozsma: Gyepek, I. HE, d. HE, 1979.
Körös-Maros NP: Bányaréti erdő, I. HE, d. HE., 1999; - Bélmegyeri erdő (Patkós erdő), I. HE, d. HE, 1999;
Kunpeszér: Alsó-Peszéri - rétek, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Kovács-rét, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Tengelyúti-dűlő, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Széna-dűlő I., I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Széna-dűlő II., I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Eteli-rét, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Felső-Peszér (Rácház), I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Dög-hegy, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.;
Mezőföld: Belsőbáránd, tátorjános, I. Szinetár és mtsai., d. VF, 2007 nyár;
Szeged: Szeged: Maros ártér - (Új)Szegednél, I. Kutas J., d. Kutas J. 1999;
Szeged – Kiskundorozsma: szikes rét, I. HE, d. HE,
Székesfehérvár: Kiserdő, I. VF, d. VF, 2005.03.27., vizenyős terület, telepített fiatal nyáras, füzes; - Malomcsatorna, Palotai út, I. VF, d. VF, 2006 május;
Zsombó: Lápért, I. HE, d. HE. 1999.

BUDAPEST: X. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.; X. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes; - Budatétény, betonárok, akácosban - egyelős, I. VF, d. VF, 2004.04.30.; - János-hegy és Normafa között, I. VF, d. VF, 2006.06.22, tölgyes; - ELTE Füvészkert, szabadban, I. VF, d. VF, 2007.05.06.; ültetett; - XIV., Rákospatak mellett, Bartl u. lakópark, építési törmelék halmok, I. VF, d. VF, 2006.10.23; gyom; - XIV., Rákospatak, Bartl u. lakópark, bokros túlpárt, I. VF, d. VF, 2006.10.23; bokros szegély; - Óbudai sziget, belseje, I. VF, d. VF, 2007.03.15., park; - Óbudai sziget, Duna part és ligeterdő, I. VF, d. VF, 2007.03.15.; - Óbudai sziget, Duna part és ligeterdő, I. VF, d. VF, 2004.08.16., parti fehér füzes; - Óbudai sziget, belseje, I. VF, d. VF, 2006.09.14., park;

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény: strand, Balatonpart, hullámtörő kövek, I. VF, d. VF, 2004.08.14.;
Belső-Somogy: Barcs: Vasútállomás, régi rakodó, I. VF, d. VF, 2007.07.11., májmoha folt és harasztok; - Gyékényes, I. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Kerkabarábas kaszálórét, I. HE, d. VF, 2002.04.11.; Vízvár; - Dráva part, kenukikötőnél, egyből a vízparton, I. VF, d. VF, 2007.07.10., ligeterdő;

Hévíz: Hévízi gyógyfürdő, tó fölötti épület alatti növényzetben, l. VF, d. VF, 2004.08.14., sásos;

DUNÁNTÜLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Bakonycsernye, Kisgyóni elágazás, Gaja híd alatt, l. VF & Végh A., d. VF, 2007.07.15.; - Felsőörs, üdülőlő, l. HE, d. HE, 2007.08.; - szőlőskert; - Kishegy, l. HE, d. HE, 2007.08.; - Keszthely: Festetics kastély park, l. VF, d. VF, 2007.05.12.; - Festetics kastély park, l. VF, d. VF, 2007.05.12.; - Helikon park, l. VF, d. VF, 2007.05.12.;

Érd: Dunapart, l. Végh A., d. Végh A., 2007.03.28., ligeterdő;

Esztergom: Esztergom, Dunapart, régi falak alatt, l. VF, d. VF, 2006.10.15., gyepek;

Pilis: Nagy-Szoplak hegy (csúcs), l. VF, d. VF, 2004.09.04., cserjés; - Nagy-Szoplak hegy (középrégió), l. VF, d. VF, 2004.09.04., bükkös-kőrises; - Nagy-Szoplak hegy (alsó régió), l. VF, d. VF, 2004.09.04., bükkös;

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Zempléni-hegység: Bohó-rét, l. Elek Zoltán, d. VF, 2007;

„Mátraalja”: Magánház udvara, l. Somoskői B., d. VF, 2008. nyár;

KISALFÖLD

Szigetköz: Lipót, l. HE, d. HE, 1999; - Dunasziget: Hajós, l. HE, d. HE, 1999; - Nagybajcs Duna - part, l. HE, d. HE, 1999; - Ásványráró, l. HE, d. HE, 1999.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Meggyeskovácsi: Balozsa, kastélypark, l. Lengyel G., d. VF;

Örség: Öriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, l. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácok, égeres; - Pankasz, harangláb, l. VF, d. VF, 2007.06.07., gyepek; - Szalafő, focipálya, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakparti szegély égerrel, mogoróval; - Keserű szer, Szalafő mellett, Szala-patak, l. VF & HE, d. VF, 2007.06.07., patakpart.

Agabiformius lentus (BUDDE-LUND, 1885)

BUDAPEST: I. ker., Vár, Lovas u., "garáztetőn" a fal tövében és gyepekben, l. VF, d. VF, 2004.03.26, gyepek, kevés adventív gyomfával; Vár, Lovas út, l. VF, d. VF, 2007.03.11.

F: Armadillidiidae

Armadillidium opacum (C. KOCH, 1841)

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Zempléni-hegység: Bohó-rét, l. Elek Zoltán, d. VF, 2007.

Armadillidium versicolor STEIN, 1859

ALFÖLD

Csepel sziget: Tassi zsilip, Makádi erdő, l. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő; sziget Déli vége, l. Végh A., d. Végh A., 2007.04.03, ligeterdő; - Tassi zsilip, Duna part, kövek, l. VF, Végh A., milyenSomoskői B., d. VF, 2007.05.07.; parti gyom

Mezőföld: Belsőbáránd, tátorjános, l. Szinétár és mtsai., d. VF, 2007 nyár;

Ormánság: Darány, vasútállomás, l. VF, d. VF, 2007.07.08.

BUDAPEST: I. ker., Vár, Lovas u., "garáztetőn" a fal tövében és gyepekben, l. VF, d. VF, 2004.03.26, gyepek, kevés adventív gyomfával; Óbuda, Kórház utca, római falmaradvány tövében; VF, d. VF, 2009.04.11.; - Margitsziget, l. VF, d. VF, 2004.04.18., park, parkerdő; - I. ker., Vár, Budavári palota, elzárt gyepek a hajléktalan-tanyák felől, l. VF, d. VF, 2004.05.15., elhanyagolt park, gyomok; - Margitsziget, l. VF, d. VF, 2007.05.20., gyomok; - Rákosrendező Pu. mögött, l. VF, d. VF, 2008.04.05.

DUNÁNTÜLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Ság-hegy: Fragmentált törmelékletű erdő, l. HE, d. HE, 2003.; - Élőhelyrekonstrukciós kísérlet területek, l. HE, d. HE, 2004.;

Esztergom: Dunapart, régi falak alatt, l. VF, d. VF, 2006.10.15., gyepek; - Vár, l. VF, d. VF, 2006.06.25., ültetett növények;

Keszthely: Balatonpart sétány, kövek, l. VF, d. VF, 2007.05.12., gyomok; - Keszthely, kikötő, l. VF, d. VF, 2007.05.12., dísznövények;

Szentendre: MalomArt központ udvar, I. VF, d. VF, 2008.04.06., kőfal tövében.

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉG

Karancs-Medves: Somoskő, I. Somoskői B., d. VF, 2008. nyár;

Ózd: I. Peták E., d. VF, 2010.05.30.

KISALFÖLD

Szigetköz: Feketeerdő, I. HE, d. HE, 1999.

Armadillidium vulgare (LATREILLE, 1804)

ALFÖLD

Agárd: Településtől távolabb, Velencei-tó mellett, kikötő, füves rész, I. VF, d. VF, 2004.05.01., kezelt gyepek;

Ásotthalom: Csodaréti, láprét, I. HE, d. HE,

Dél-Alföld: Blaskovics-pusztá, 1998, I. HE, d. HE, 1999;

Bugac: Nagypusztá, JATE kísérleti terület, I. HE, d. HE, 1999;

Csepel sziget: Tassi zsilip, Makádi erdő, I. VF, d. VF, 2007.05.07., ártéri ligeterdő; - Csepel sziget déli vége, I. Végh A., d. Végh A., 2007.04.03. ligeterdő;

Dabas – Gyón: Gyóni lőtér, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.;

Debrecen: Egyetem, agrárkar udvara, I. Nagy A., d. VF, 2008. ősz;

Körös-Maros NP: Bányaréti erdő, I. HE, d. HE, 1999; - Mályvádi-erdő, I. HE, d. HE, 1999; - Marói erdő, I. HE, d. HE, 1999;

Felső-Tiszavidék: Gacsály, Madaras erdő, I. Farkas R., d. VF, 2007; - Csengersima, I. Farkas R., d. VF, 2007, magassásos; - Csegöld, Gál erdő, I. Farkas R., d. VF, 2007;

Gárdonyi: Vasútállomás, I. VF, d. VF, 2007.03.17., sziklakert;

Hortobágy: Egyek-Pusztakócs, pusztá, I. Déri E. és mtsai., d. VF, 2007, gyepek

Kiskundorozsma: gyepek, I. HE, d. HE 1979.

Kecskemét: Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.28.; - Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.05.; - Katonatelep, I. Tölgyesi É., d. VF, 2009.10.08.;

Kunpeszér: - Alsó-Peszéri - rétek, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Kovács - rét, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Tengelyúti - dűlő, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Széna - dűlő I., I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Széna - dűlő II., I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Eteli - rét, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Felső - Peszér (Rácház), I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.; - Dög-hegy, I. HE, d. HE., 2000. jul. - okt.;

Szeged: Maros ártér – (Új)Szegednél, I. Kutas J., d. Kutas J., 1999.;

Kiskundorozsma: Szikes rét, I. HE, d. HE,

Székesfehérvár: Kiserdő, I. VF, d. VF, 2005.03.27., vízenyős terület, telepített fiatal nyáras, fűzes; - Palotai úti köztemető, I. VF, d. VF, 2004.05.01.; dús gyomvegetáció és cserjés; - Vidámpark, I. VF, d. VF, 2005.03.26., park; - Vidámpark, I. VF, d. VF, 2004.04.11., elhanyagolt park; - Vasútállomás, Postás szobor mögött, I. VF, d. VF, 2004.03.30.; - Vidámpark (romos), Palotai út felé, I. VF, d. VF, 2008.04.19., park; - Dr. Koch László u., Arév irodaház mögötti terület, I. VF, d. VF, 2004.05.01., gyér gyomvegetáció;

Zsombó: Láprét, I. HE, d. HE, gyepek I. HE, d. HE 1979.

BUDAPEST: I. ker., Vár, Lovas u., "garázsztetőn" a fal tövében és gyepekben, I. VF, d. VF, 2004.03.26, gyepek, kevés adventív gyomfával; - Budai Vár, Lovas u., I. VF, d. VF, 2007.03.11., gyepek; - Vár, Budavári palota, elzárt gyepek a hajléktalan - tanyák felől, I. VF, d. VF, 2004.05.15., elhanyagolt park, gyomok; - Vár, Lovas út, lépcsőnél, I. VF, d. VF, 2007.03.11.; monokot; - I. ker., Vár, Sikló utca, I. VF, d. VF, 2004.05.23., park; - I. ker. Medve u. kövek alatt, I. VF, d. VF, 2007.04.30., ültetett; - I. ker. Ganz u - Fő u sarka, I. VF, d. VF, 2007.05.04., gyomos; - I. ker., Déli Pályaudvar, beton dísznövénytartó szoborral és cserjékkel, I. VF, d. VF, 2004.04.29.; - Rózsadomb, Gyermekotthon kert, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Pajzs utca, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Alsó Törökvesz utca, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Gül Baba utca, I. VF/ Vesztergom N., d. VF, 2008.03.29.; - Margitsziget, I. VF, d. VF, 2004.04.18.; - Óbudai sziget, Duna part és ligeterdő, I. VF, d. VF, 2004.08.16., parti fehér fűzes; - II. ker., Csalán utca, teraszosan kialakított magánkert árnyas alsó része sok kerti lommal, I. VF, d. VF, 2004.05.10., gyümölcsfák, kerti dísznövények; - Lipótmezei u. - Széher u. sarok, erdőszegély, I. VF, d. VF, 2006.09.14., fás vegetáció; - Lipótmezei u., fás udvar, erdőalja, I. VF, d. VF, 2006.09.14., lombos, cserjés; - II. ker., Ördögárok töltésoldala, I. VF, d. VF, 2004.05.10., nyírt gyepek; - Ludovika-tér, I. VF, d. VF, 2004.05.15., elhanyagolt park; - Lövölde - tér, I. VF, d. VF, 2006.07.04., csenevész gyom; - Szinyei-Merse u - Kodály Körönd sarkán zöld udvar, I. VF, d. VF, 2006.07.04., telepített kerti növények; - Magyarórádi u. - Hungária

krt. sarok, óriásplakát állványzat, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyom; - ELTE Fűvészkert, sziklakert, I. VF & Somoskői B., d. VF, 2007.05.23.; - VI. kerület, Szondi u. 54., I. VF, d. VF, 2007.05.23., belső udvar; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03., leromlott sírok körül, fal mellett; - Fiumei úti sírkert, I. VF & Somoskői B., d. VF, 2007.05.23.; - Fiumei úti sírkert, I. VF, d. VF, 2006.07.03., spontán erdőszódó terület; - X. ker: Népliget, I. VF, d. VF, 2004.05.06.; - Budatétény, betonárok, akácosban, I. VF, d. VF, 2004.04.30.; - ELTE Fűvészkert, szabadban, I. VF, d. VF, 2007.05.06.; - XIV., Rákospatak mellett, Bartl u. lakópark, építési törmelék halmok, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyom; - Rákospatak, Bartl u. lakópark, bokros túlpart, I. VF, d. VF, 2006.10.23., bokros szegély; - XIV., Mirtusz u - Örs vezér u. sarok, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyeppár akác; - XIV., Gvadányi u., kerékpárút melletti park, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyeppár, liget; - XIV., Miskolci u. a túlparton, kerékpárút mente, parkos, I. VF, d. VF, 2006.10.23., gyeppár, liget; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.19.; - tölgyes szegély; - Normafa, I. VF, d. VF, 2006.04.05., tölgyes.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Külső-Somogy: Balatonberény, Szőlőhegyre vivő út mellett, árok, kis híd alatt, I. VF, d. VF, 2006.05.06., árokparti ruderalis; - Strand, Balatonpart, hullámtörő kövek, I. VF, d. VF, 2004.08.14.; - Balatonfenyves, Nyaraló udvar, I. VF, d. VF, 2006.07.03., kert, ültetett növényzet;

Belső-Somogy: - Barcs, vasútállomás, régi rakodó, I. VF, d. VF, 2007.07.11., májmoha folt és harasztok; - Örtilos, Szent Mihály hegy, I. HE, d. VF, 2002.09.22.; - Baláta-tó, I. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Gyékényes, I. HE, d. VF, 2002.05.31.; - Hernyék és Nova között ültetett tölgyes, I. HE, d. VF, 2001.06.01.; - Örtilos, vasútoldali erdő, I. HE, d. VF, 2002.09.26.; - Kisberény, égeres, I. HE, d. VF, 2002.06.01.;

Mecsek: Kandina II., I. VF, d. VF, 2004.10.01., bükkös; - Óbányai kulcsosház udvara, I. VF, d. VF, 2004.10.03., nyírt gyeppár, kert; - Máza alatt, patak, I. VF, d. VF, 2004.10.01.;

Pécs: Dömörkapu, I. VF, d. VF, 2004.06.27., gyomok, parkerdő; - PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2006.04.13., alsó sziklakert a kaktuszház fölött; - PTE botanikus kert, I. VF, d. VF, 2005. május;

Szekszárdi dombság: Víztorozó melletti cseres-tölgyes, I. Komlódi R., d. VF, 2009.09.25.

DUNÁNTÚLI-KÖZÉPHEGYSÉG

Bakony: Keszthely, kastélypark, I. VF, d. VF, 2007.05.12.; - Festetics kastély park, I. VF, d. VF, 2007.05.12.; közpark; - Helikon park, I. VF, d. VF, 2007.05.12.; közpark;

Budai-hegység: Solymár, Paprika-patak, I. VF, d. VF, 2006.10.21., patakparti ligeterdő; - Solymári kert végi erdő, I. VF, d. VF, 2006.04.09., tölgyes; - Paprika-patak feletti akácos oldal, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Solymár, Paprika-patak, mederben és a parton, I. VF, d. VF, 2007.07.06.; - Paprika-patak, parti fűzes, I. VF, d. VF, 2007.07.06.;

Pilis: Nagy-Szoplak hegy (csúcs), I. VF, d. VF, 2004.09.04., leirtás után fejlődött fás vegetáció; - Nagy-Szoplak hegy (középrégió), I. VF, d. VF, 2004.09.04., bükkös - körises; - Ördöglyuk-bg. feletti gerinc, száraz dolomitos, I. VF, d. VF, 2004.09.04.; cseres tölgyes;

Ság-hegy: Fragmentált törmeléklető - erdő, I. HE, d. HE, 2003.; - Élőhelyrekonstrukciós kísérlet területek, I. HE, d. HE, 2004.; - Degradált lejtősztyepp a nyugati lejtőn, I. HE, d. HE, 2002.; - Zavart lejtősztyepp a déli lejtőn, I. HE, d. HE, 2001.; - Akácos, I. HE, d. HE, 2007.;

Szentendre: Belváros: temető, ráctemplom kertje és a földhivatal kertje, I. VF, d. VF, 2004.06.06., gyomvegetáció; - Skanzen, I. VF, d. VF, 2007.03.16.;

Visegrádi-hegység: Pilisszentlászló település, árokpart, I. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Lajos-forrás, I. VF, d. VF, 2004.06.17., gyomvegetáció, egyszikűek; - Dömör-kapu vízesés, kövekből rakott mohos fal, I. VF, d. VF, 2004.06.17.; mohavegetáció és lágyszárúak; - Visegrád és Fűvészkert közt, a tópartnál, aszfaltút mellett, I. VF, d. VF, 2004.06.16., gyomvegetáció, egyszikűek; - Magda-forrás II., I. VF, d. VF, 2004.06.16., pionír vegetáció.

KISALFÖLD

Szigetköz: Lipót, I. HE, d. HE, 1999; - Dunasziget: Hajós, I. HE, d. HE, 1999.

NYUGATMAGYARORSZÁGI-PEREMVIDÉK Csepreg: I. Stoyer P., d. VF, 2009.10.09.;

Meggyeskovácsi: Balozsa, kastélypark, I. Lengyel G., d. VF;

Órség: Óriszentpéter, Dominó Motel, Szala-patak, I. VF, d. VF, 2007.06.08., meredek parti akácos, égeres; - Pankasz, harangláb, I. VF, d. VF, 2007.06.07., gyeppár; - Hársas-patak, I. VF & HE, d. VF, 2007.06.08., patakparti égeres; - Szőce, láprét melletti ház, I. VF, d. VF, 2007.06.07., tisztás.

Armadillidium nasatum BUDDÉ-LUND, 1885

BUDAPEST: Óbudai - sziget, belseje, l. VF, d. VF, 2006.09.14., parki puhafás; - ELTE Füvészkert, l. VF, d. VF, 2005.04.19.; - ELTE Füvészkert Pálmaház, l. VF, d. VF, 2007.05.06; - ELTE Füvészkert, üvegház, l. VF, d. VF, 2007.05.23.; - SZIE ÁOTK Rottenbiller u. 50. frissen ültetett cserjék alatt.

DUNÁNTÚLI-DOMBSÁG

Pécs: PTE botanikus kert, l. VF, d. VF, 2005. május, l. VF, d. VF, 2006.01.13.; ültetett növények, cserepes is; - PTE botanikus kert, broméliaház, l. VF, d. VF, 2006.01.13.

F: Armadillidae

Reductoniscus costulatus KESSELYÁK, 1930

BUDAPEST: ELTE Füvészkert, l. VF, d. VF, 2005.04.19.; - ELTE Füvészkert Pálmaház, l. VF, d. VF, 2007.05.23.

F: Schiziidae

Paraschizidium coeculum (SILVESTRI, 1897)

BUDAPEST: II. ker., Csalán utca, teraszosan kialakított magánkert árnyas alsó része sok kerti lommal; VF, d. VF, 2004.05.10.; gyümölcsfák, kerti dísznövények.

A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) előfordulása és természetvédelmi helyzete Magyarországon

VÖRÖS JUDIT¹, DANKOVICS RÓBERT², HARMOS KRISZTIÁN³,
DOBAY GERGELY⁴ és KISS ISTVÁN⁴

¹Magyar Természettudományi Múzeum, H-1088 Budapest, Baross u. 13. E-mail: jvoros@nhmus.hu

²Savaria Múzeum, Természettudományi Tár, H-9700 Szombathely, Kisfaludy S. u. 9.

³Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, H-3304 Eger, Sánc u. 6.

⁴Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1.

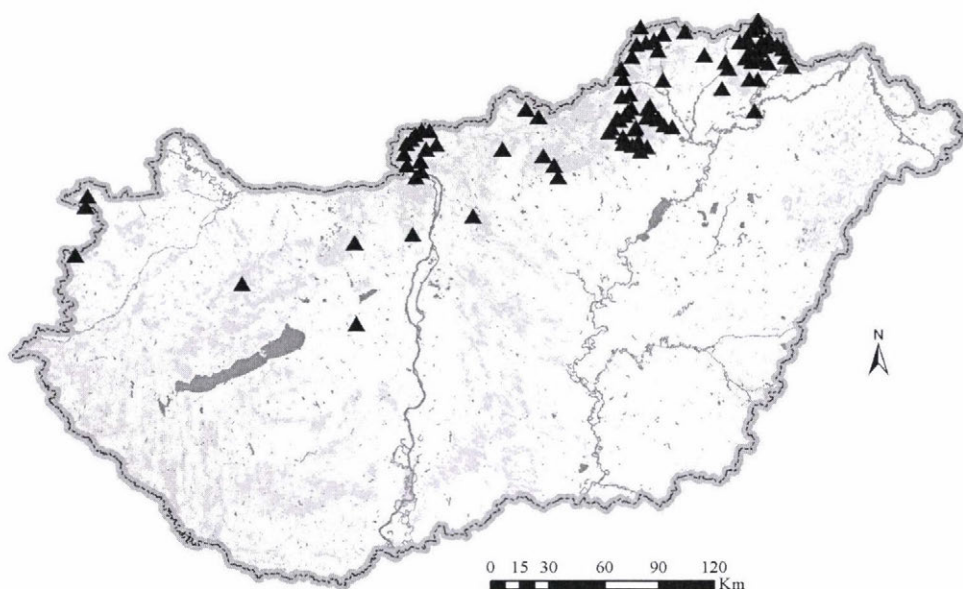
Összefoglalás. A foltos szalamandra hazai elterjedésére vonatkozó első adatok mintegy 100 évvel ezelőtt kerültek publikálásra, majd azt követően hosszú ideig csekély mértékben változott a főbb lelőhelyek köre. Munkánk során célul tűztük ki, hogy a korábbi publikált adatok ismételt feldolgozásával, az utóbbi évtizedekben készült jelentésekben, kéziratokban meglévő és a még publikálatlan adatok feldolgozásával rávilágítsunk a faj állományainak és elterjedési területének változásaira. Saját felméréseink az utóbbi években új előfordulási adatokat szolgáltatnak vagy erősítettek meg, illetve felhívják a figyelmet a foltos szalamandra fennmaradását veszélyeztető tényezőkre. Jelentős adatgyarapodás történt elsősorban a nyugat-magyarországi régióban, a Cserhát és az Aggteleki-karszt területén, de a korábban már ismert régiókban is. A faj jelenleg ismert előfordulási helyei a Soproni- és a Kőszegi-hegység, a Vendvidék, a Budai-hegyek, a Pilis-Visegrádi-hegység, a Börzsöny, a Cserhát, a Karancs és Medves térsége, a Mátra, a Bükk, az Aggteleki-karsztvidék és a Zemplén. A jelenleg ismert előfordulás szorosan összefügg a középhegységi jellegű, hűvös klímájú erdőállományok és a lárvanevelésre alkalmas vízfolyások, vízterek meglétével. Az 50 évvel ezelőtti időszakból származó és az azóta felvett adatok alapján készült térképek a faj elterjedési területének bővülésére és szűkülésére a különböző régiókban egyaránt mutatnak példákat.

Kulcsszavak: foltos szalamandra, *Salamandra salamandra*, elterjedési terület változása, új lelőhelyek, veszélyeztető tényezők.

Bevezetés

A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* LINNAEUS, 1758) előfordulását a hazai irodalomban legelőször MÉHELY (1918) foglalta össze. Művében a faj jellegzetes élőhelyeként megemlítette a Budapest környéki hegyeket, Gödöllő környékét, a Bükk és a Mátra hegységeket. A faj lelőhelyeit ezután FEJÉRVÁRYNÉ (1943) összegezte, majd DELY 1966-ban készített összefoglaló munkát a foltos szalamandra kárpát-medencei előfordulásáról, amelyben az addig megjelent összes publikációból származó és múzeumokban fellelhető adatot térképen ábrázolta. DELY térképe az összes eddigi munka közül a legátfogóbb képet mutatta. Az 1966-ig ismert lelőhelyeket az 1. ábra foglalja össze. A faj előfordulási területeinek kiterjedése azóta megváltozott, egyes régiókból jelenlegi ismereteink szerint eltűnt, más területekről pedig felmérések hiányában csak szórványadatokkal rendelkezünk.

Az utóbbi pár évben azonban olyan területekről és egyedszámban került elő újból a foltos szalamandra, amely azt mutatja, hogy az eddig lokálisan kihaltnak tűnt állományok egy része a mára beszűkült élőhelyeken mégis képes volt fennmaradni. Ez a változás szükségessé tette egy újabb összefoglaló munka elkészítését.



1. ábra. A foltos szalamandra előfordulása az 1966-ig közölt adatok alapján. Sötétszürke – folyók és tavak, világosszürke – fás, erdővel borított területek.

Figure 1. Distribution of the fire salamander according to data published until 1966. Dark gray represents rivers and lakes, light gray shows forested areas.

DELY (1966) munkája óta a faj hazai előfordulásáról elsősorban regionális áttekintő munkák születtek az Őrség és Kőszegi-hegység (DANKOVICS 1998), a Soproni-hegység (MARIÁN & TRASER 1978), a Börzsöny (SZABÓ 1960), a Mátra (SOLTI & VARGA 1981, 1988), a Bükk (DELY 1996), az Aggteleki-karszt (GUBÁNYI 1999) és a Zempléni-hegység (HEGYESSY 2006) területéről. Mindezen adatokat összegzi PUKY et al. (2005). Az ismert előfordulások mellett a faunisztikai leírások élőhelynek említik a Cserhátot (DELY 1966), a Vértest (DELY 1966), a Pilis–Visegrádi-hegységet (SZABÓ 1956) és a Bakonyt (DELY 1967). Az utóbbi két régióból azonban bizonyító fotó vagy példány nem állt rendelkezésre.

Munkánk célja az volt, hogy összefoglaljuk a foltos szalamandra aktuális hazai elterjedését, felhasználva nem csak az irodalmi és múzeumi adatokat, hanem az országban folyó szalamandrafelmérések és -kutatások eredményeit is, amelyeket régióként mutatunk be. Választ keresünk arra, hogy vajon kimutatható-e bármilyen változás a faj korábban és jelenleg ismert elterjedési területének alakulásában. Áttekintjük továbbá a faj természetvédelmi helyzetét régióként.

Anyag és módszer

A faj élőhelyválasztása és életmódja

A foltos szalamandra széles elterjedésű, Anglia és Írország kivételével Nyugat-, Közép- és Dél-Európában előfordul, keleten a Kaukázusig honos. Megtalálható Kisázsiaiban, Szíriában, Korzika és Szardínia szigetén, Algériában és Tunéziában. A fajnak jelenleg 15 alfaja ismert, amelyeknek nagy része az Ibériai-félszigeten, a mediterrán régióban él. A nálunk is található *S. s. salamandra* törzsalak a Balkán-félszigeten, a Kárpátokban, Németország keleti régióiban, Észak-Olaszországban és Délkelet-Franciaországban fordul elő. A környező országok közül jelentősebb populációi találhatók Ausztriában (ZAHN & ENGLMAIER 2003), Csehországban (KUPKA 2001) és Ukrajnában (BRÄNDLI et al. 2008). Általában 200 és 1000 méter tengerszint feletti magasságban fordul elő, de esetenként 2000 méter felett is megtalálható. Tirolban 2150, a Pireneusokban 2142 méteren is kimutatták (NÖLLERT & NÖLLERT 1992, VENCES et al. 2003), míg 200–300 méter alatt csak ritkán fordul elő. A 200 méter tszf. magasság alatti előfordulásai általában hegyvidékek peremterületein találhatók. Hazánkban jelenleg elsősorban hegyvidékeken fordul elő, bár dombvidéki előfordulása is ismert. Előfordulási területei több helyen a törzsállománytól elszigetelten találhatók.

Szaporodóhelyei elsősorban a bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben előforduló források, csendesebb, kimélyülő patakszakaszok (a legkisebb vízhozamú, időszakos patakokat is beleértve), valamint különböző állóvizek. Utóbbi típusba a patakvölgyek dagonyái, áradásból visszamaradt vízállásai, földutak keréknyompocsolyái és természetes erdei kistavak egyaránt beletartoznak.

Adatgyűjtés

A foltos szalamandra hazai előfordulási adatainak gyűjtését az irodalmi adatokkal kezdtük. MÉHELY 1918-ban közölt megállapításaitól elkezdve a napjainkban publikált adatokat és a múzeumi példányok lelőhelyeit gyűjtöttük össze. A Magyar Természettudományi Múzeum, a Savaria Múzeum, a Mátra Múzeum gerinces, illetve Kétéltű- és Hüllőgyűjteményeitől kaptunk adatokat.

Feldolgoztuk a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium 2009-ben elindított Vadonleső programjának eddigi eredményeit, valamint az Őrségi Nemzeti Park, Duna-Ipoly Nemzeti Park, Bükki Nemzeti Park és Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságok adatbázisait.

Figyelembe vettük továbbá az egyes régiókban felméréseket végző, természetvédelemben dolgozó vagy kutató kollégák eredményeit és személyes tapasztalatát, szóbeli közléseit is.

Jelen munkában csak azokat a tájegységeket mutatjuk be részletesebben, ahonnan ezeit publikált, múzeumi adattárból származó, vagy jelenleg ott dolgozó kollégák adataival rendelkezünk.

Terepi felmérések

A munkában résztvevők egyrészt a már ismert elterjedési területeken, másrészt a lakossági és nemzetipark-igazgatóságok természetvédelmi öreinek bejelentései alapján végeztek felméréseket az elmúlt években. A foltos szalamandra átalakult, illetve már kifejlett egye-

deinek észlelése nagyrészt tavasszal és ősszel lehetséges, a lárvakeresés, párzási és telelőhely-kereső, aktív időszakokban. A felnőtt egyedek felmérését elsősorban ekkorra időzítettük. A felmérésekre legalkalmasabb időpontok a több órája tartó esőzések közben vagy azt követően voltak. Ilyenkor a faj egyedei általában könnyen észrevehetők a patakok közelében, vagy a közeli erdőborította meredélyek búvóhelyeket biztosító részein. Tavasztól őszig pedig a fejlődő lárvákat tudtuk megfigyelni a forrásokban, lelassult patakszakaszokban kialakult vízmedencékben. A foltos szalamandra a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kidolgozásakor az „optimális programba” került be, amelynek keretében a jelenlét-hiány, a populációméret és az utódszám megállapítása volt a cél (KORSÓS 1997). Egyes régiókban (Őrség–Vendvidék, Aggteleki-karszt, Zempléni-hegység) a faj jelenléte és állomány nagysága így a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretén belül, annak egységes mintavételi módszereivel került vizsgálatra. Ennek megfelelően a foltos szalamandra ismert előfordulási területén minimum öt, 50 méter hosszú és 5 méter széles egységet vizsgáltunk át. Emellett természetesen az egyéb észleléseket is feljegyeztük. Az Őrség–Vendvidék területén DANKOVICS R., az Aggteleki-karszt és a Zempléni-hegység területén BAKÓ B. jelentésekben foglalt adatait használtuk fel (KISS et al. 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009).

Adatrögzítés

Az előfordulási adatok megjelenítéséhez az ESRI ArcView GIS 3.3 szoftvert (ESRI 2002) használtuk. Az adatokat az észlelés időpontja szempontjából két kategóriára osztottuk. Külön ábráztuk az 1966 előtti adatokat (DELY 1966-os cikkéhez igazítva), és az 1966 után észlelt előfordulásokat.

Eredmények és értékelésük

Elterjedési adatok tájegységenként

Soproni-hegység

A faj jelenlétéről MÉHELY (1918), WERNER (1935), DELY (1967), MARIÁN & TRASER (1978), majd GUBÁNYI et al. (2002) közölt adatokat. A Magyar Természettudományi Múzeum részére 1923-ban DUDICH ENDRE, 1958-ban DELY OLIVÉR GYÖRGY és SZABÓ ISTVÁN gyűjtött a térségben. 1970 és 1981 között ILOSVAY GYÖRGY és TRASER GYÖRGY fogott be példányokat múzeumi célra, amelyek jelenleg a Savaria Múzeum herpetológiai gyűjteményében találhatók (DANKOVICS & VIG 2003). A Fertő–Hanság Nemzeti Park 2002-től a Tolvaj-árokban mintavételi területet jelölt ki az állomány létszámának nyomon követése érdekében (DANKOVICS 2004, 2005, 2006, 2007, 2008). Ezzel párhuzamosan VELEKEI (2009) herpetofaunisztikai megfigyeléseket végzett Sopron környékén és újabb adatokat szolgáltatott a faj elterjedéséhez. A Soproni-hegységben a foltos szalamandra elterjedési területének jelentősebb része az osztrák oldalon található. Néhány évtizede még Ausztriában a Schneebergen, Semmeringen, Raxon át a Hochschwabig összefüggő área a kőszegi állománnyal is kapcsolatban állt (CABELA 2001). A Soproni-hegység magyar oldalán elterjedési területe Ágfalvától délre, a Sopron–Harka vonaltól nyugati irányban elterülő,

tűlnyomóan erdővel borított Soproni-hegységre korlátozódik (2. ábra). E területtől északra és keletre nem ismert előfordulási adata. A legalacsonyabb térszínen megfigyelt egyed 260 m tengerszint feletti magasságban a Kecse-patak völgyében, a Bögre-forrás környékéről ismert, de a hegyről lefutó patakok mentén elsodródott példányai ennél lejjebb is előfordulhatnak, esetleg új állományokat hozhatnak létre.

A szárazodási folyamat a vízfolyások időszakos kiszáradásával közvetlenül veszélyezteti a faj állományát. A faj jelenleg gyakorinak tekinthető a Soproni-hegységben (DANKOVICS 2004, 2005, 2006, 2007, 2008; VELEKEI 2009).

Kőszegi-hegység

A foltos szalamandra kőszegi-hegységi előfordulásához adatot MÉHELY (1918), DELY (1966, 1967), VARGA (1991) és DANKOVICS (1998) közölt. A Magyar Természettudományi Múzeum adatbázisa szerint 1903-ban MÉHELY LAJOS, 1936-ban PONGRÁCZ SANDOR, majd 1954-ben MARIÁN MIKLÓS gyűjtött az intézmény részére a térségben. A Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által koordinált monitorozó vizsgálatok során foltosszalamandra-felmérés történt a Hétszemű-völgy forrásaitól Velem település határáig, a Borha-völgyben és a Hármaskő-patak völgyében (DANKOVICS 2000, 2001, 2002). ILLÉS (2000) és JENEY (2001) további elterjedési adatokat szolgáltatott a fajról.

A Kőszeg–Boszok vonaltól nyugatra, a hegység erdővel borított részein a faj elterjedt (2. ábra). A legalacsonyabban 300 m tengerszint feletti magasságban, Kőszegtől északra a Gyöngyös mellől ismert (JENEY 2001). A kőszegi-hegységi populációt is magába foglaló összefüggő elterjedési területe Ausztriában egészen a Wechselig nyúlik (CABELA 2001).

Vendvidék

Az Őrség és a Vendvidék herpetológiai értékeinek feltárása viszonylag későn indult meg. Hazánk 1920 előtti területén a karakteresebb vidékek vonzották a kutatókat, majd az 1945-öt követően a létrehozott határsávrendszer hátráltatta a terepi vizsgálatokat.

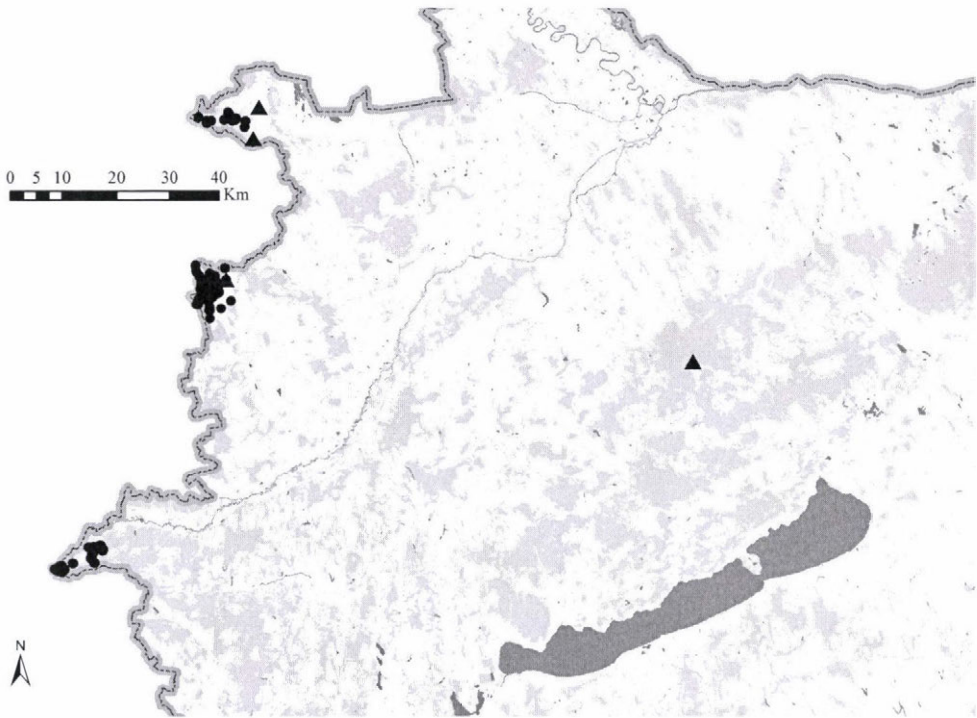
A foltos szalamandra vendvidéki előfordulását VARGA (1991) jelezte, majd az „Őrség Természeti Képe” program (DANKOVICS 1995, 1998) és a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer szolgáltatott további adatokat elterjedésének pontosabb megismeréséhez (KISS et al. 2002, 2004, 2005, 2006, 2009). A faj jelenléte magyarországi területen a Rábától délre, keleti irányban Apátistvánfalva és Orfalu vonaláig ismert (2. ábra). A vendvidéki állomány a szomszédos ausztriai és szlovéniai területek állományaival együtt képez kisebb, a Keleti-Alpok populációjától elszigetelt elterjedési egységet (CABELA 2001).

A 2000-től folyamatosan aszályos évekkel terhelt élőhelyek patakjai nyáron rendszeresen kiszáradnak (KISS et al. 2002, 2006, 2007, 2008, 2009), amelynek eredményeként romlott a perem helyzetű vendvidéki állomány szaporodási és fennmaradási esélye.

Bakony

A foltos szalamandra előfordulása a Bakonyban több publikációban említést kap (DELY 1967), ami MÉHELY (1897) a Balaton faunáját leíró cikkéből ered. Ebben a cikkben a szerző összefoglalja a Balaton, a Balaton-felvidék és a Bakony herpetofaunáját, listázza a foltos szalamandrákat, így jellemzi: „Erdős, nyirkos tájakon tartózkodik. Nem gyakori.” Egyéb, pontosabb előfordulási adat azonban a hegységből nincs, és a Bakony gazdag fosszilis kétélűtületei közül sem került elő foltos szalamandra (MARIÁN 1988). Ezen említés szerint a faj előfordul-

hatott a Bakonyban, azonban már akkor sem számított gyakorinak, és állományai gyorsan eltűnhettek. A Bakony változatos erdőtüszulásaiban, főként az Északi-Bakony montán, szubmontán vagy gyertyános bükköseiben, gyertyános-kocsánytalan tölgyeseiben, zárt tölgyeseiben és szurdokerdeiben számos olyan vízfolyás található, amelyik a faj hazai előfordulása alapján megfelelő élőhelyet nyújthatna a foltos szalamandrának. Célzott kutatások a faj előfordulásával kapcsolatban a régióban nem történtek, és egyéb, hasonló vizes élőhelytípusokat benépesítő fajokra (sárgahasú unka vagy alpesi götte), vagy akár egy-egy régió teljes herpetofaunájára irányuló felmérések sem mutatták ki a foltos szalamandra jelenlétét a Bakonyból az elmúlt száz évben (MARIÁN 1988, VÖRÖS 2006, 2007, 2008) (2. ábra). Ugyan a Méhely által 1897-ben említett bakonyi előfordulásról pontos lelőhelyadat nincs, az adatközlő szakmai hitellességét ismerve a faj akkori előfordulását biztosnak tekintjük, és a térképen a korábbi adatok között feltüntetjük.



2. ábra. A foltos szalamandra előfordulása a nyugat-magyarországi régióban és a Bakonyban, az összes ismert adat alapján. Fekete háromszög jelzi az 1966 előtti, fekete pont pedig az 1966 utáni adatokat.

Figure 2. Distribution of the fire salamander in the western Hungarian region and in the Bakony Mountains, according to data collected before 1966 (black triangles) and after 1966 (black circles).

Vértes

A Vértesből egyetlen foltos szalamandra adat létezik. AGÓCSY PÁL 1961. április 30-án gyűjtött egy felnőtt példányt a Fáni-völgyben, ez a példány a Magyar Természettudományi Múzeum Kéltü- és Hüllőgyűjteményében található (leltári száma: 61.26.1.) (3. ábra). Az-

óta a térségben átfogó herpetológiai felmérés nem történt, így újabb foltos szalamandra előfordulásra sem derült fény. A faj jelenlétének megállapításához a terület potenciálisan alkalmas élőhelyeinek szakszerű átvizsgálására lenne szükség.

Budai-hegység

A Budai-hegyekben a foltos szalamandra egykor gyakori fajnak számított (MÉHELY 1918). A város terjeszkedése és az élőhelyek tönkretétele miatt azonban mára szinte teljesen kiszorult a térségből (3. ábra). Az elmúlt 10–15 év során viszont több, a természetvédelmi hatóságoknak korábban be nem jelentett észlelésre derült fény. Legutóbb WITTRÉDI ÁKOS II. kerületi lakos hívta fel a figyelmet arra 2008 októberében, hogy kertjében és a környéken foltos szalamandrákat látott. A Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségen SZELENYI GÁBORhoz jutott információk alapján a területet átvizsgálva megállapítottuk, hogy a körzetben, annak nagyságához képest viszonylag nagy létszámú állomány fordul elő. Annak ellenére, hogy a völgyben futó patak víztere és partoldala építési és háztartási hulladékkal erősen szennyezett, a patakban a lárvák fejlődése, átalakulása sikeres. A szárazföldi alakok teleléséhez a hegyoldal sziklagörgetegei, repedéses sziklakibúvásai, a vízóraaknak és esetleg pincék megfelelő helyet biztosítanak. Az itt élő populáció jelenleg folyó részletesebb (genetikai, populációbiológiai) vizsgálatok tárgya. Az élőhely és az állomány fennmaradása veszélyben van, mert az M0 autópálya egyik csomópontjának leágazását éppen ezen a területen tervezik megvalósítani.

A faj 10–15 évvel ezelőtt még ismert előfordulási helyeit BALOGH ISTVÁN információja alapján 2010 áprilisában mértük fel. Ennek során például átvizsgáltuk a Remeteszőlős és Máriaremete között lévő Remete-szurdokot, valamint a Nyéki-, a Kecske-hegy és a Látó-hegy Ördög-árokka határos részeket. A faj meglétét saját felméréseink során nem sikerült kimutatni, bár a Remete-szurdok potenciálisan alkalmas lehetett egyaránt a lárvák és az átalakultak életben maradásához. A patak vízhozama azonban az utóbbi évtizedekben nyári időszakra nagyon lecsökken, gyakorta teljesen ki is szárad. A másik, korábbi ismert előfordulási hely olyan mértékben átalakult, kiépítetté vált, és az Ördög-árokba a víz szinte teljesen eltűnt, hogy ott kevésbé valószínűsíthető a faj tartós fennmaradása.

Gödöllői-dombság

A Gödöllői-dombság jellegzetessége, hogy átmenetet képvisel a középhegység és az alföldi területek között. A gödöllői térségben a középhegységre jellemző hatások jelennek meg. Eredeti erdőtakarásainak a molyhos és a cseres-tölgyes tekinthető, de gyakori lehetett a kocsánytalan és a gyöngyvirágos tölgyes is.

MARGÓ (1879) megemlíti, hogy 1870-ben Gödöllőről több szalamandrapéldányt is kapott (3. ábra). FEJÉRVÁRYNÉ (1925, 1943) MARGÓRA (1879) és MÉHELYRE (1918) hivatkozva ugyan megemlíti a gödöllői előfordulást, de hozzáteszi, hogy a Magyar Nemzeti Múzeum Herpetológiai Gyűjteményének nincs gödöllői jelzésű példánya. SZÉKY (1973) lelőhely megjelölése nélkül említi a foltos szalamandra Gödöllő környéki előfordulását.

A Gödöllő város határában fekvő Úrréti-tónál KOLTAY GÁBOR agrármérnök 1985-ben még talált kifejlett foltos szalamandrákat (KISS ISTVÁNNAK adott szóbeli közlés). Azóta viszont a fajt a tó már beépített körzetében nem sikerült kimutatni (KOVÁCS 1998).

A Babat-völgyben az egykori vadászház, ma lovastanya udvarán, az erdő szegélyében 2008-ban OLÁH TIBOR telepvezető és munkatársa találtak egy fiatal foltos szalamandrákat

(KISS ISTVÁNNak adott szóbeli közlés). A babati völgyben mintegy húsz éve zajló herpetofaunisztikai felmérések (KISS et al. 2001) során eddig nem került elő a faj, a 2010 tavaszán végzett célzott bejárások sem erősítették meg.

Gödöllőtől légvonalban mintegy 10 kilométerre fekvő Valkó településhez közel található a Ferengi-forrás, ahol a valkói erdészeti munkatársa, KOVÁCS IMRE az 1990-es években még látott kifejlett példányokat (SZÉNÁSI VALENTINNAK adott szóbeli közlés). Mára a forrás és környéke jelentősen átalakult. Az utóbbi években és a 2010 áprilisában végzett terepi felmérések a faj jelenlétét nem igazolták.

Pilis-Visegrádi-hegység

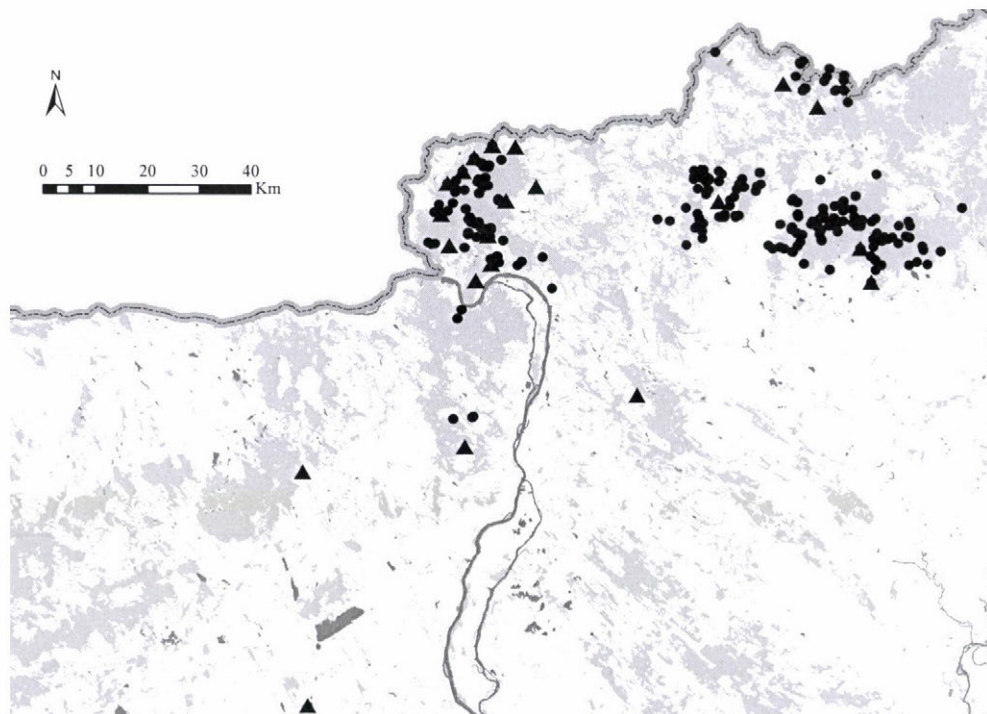
A hegységből SZABÓ (1956) említi a foltos szalamandra jelenlétét, VAJDA LÁSZLÓ botanikus szóbeli közlése alapján. Eszerint az állatot a Keserű-hegy oldalán látták, azonban sem fénykép, sem bizonyító példány nem maradt fenn ebből az észlelésből. SZABÓ közlése óta szórványosan látták a fajt, elsősorban a Dömösön élők, ezeket az észleléseket VÍZKERT ANDRÁS örkerületvezető (DINPI) segítségével gyűjtöttük össze. KISS BALÁZS az 1965-ös májusi árvíz idején két példányt látott a hajóállomásnál, KISS BALÁZS és KISS ZSOLT 1999-ben a Szőkeforrás-völgyben a Szentfa kápolnájánál egy elhullott példányt, PAPP MIKLÓS 2001-ben ugyanitt egy élő példányt, KISS BALÁZS és KISS ZSOLT 2006. április 15-én szintén a Szőkeforrás-völgyében egy példányt észleltek. Ezután 2010. március 31-én VÍZKERT ANDRÁS Dömös község határában a Szőkeforrás-völgyben észlelt 7 felnőtt egyedet. Ugyanitt, 2010. április 6-án egy elgázolt felnőtt nőstény példányt talált, amelyet a Magyar Természettudományi Múzeum Kételtű- és Hullógyűjteményében helyezett el (2010.67.1. leltári számon került katalógusba, mint bizonyító példány) (3. ábra). A környéket bejárva a faj egyedeit az északi kitettségű, szurdokvölgyekkel tagolt zárt gyertyános-tölgyesben találtuk meg. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Kételtű- és Hullóvédelmi Szakosztályának két tagja (VÁGI BALÁZS és KATONA PATRIK) 2010. április 24-én a foltos szalamandra lárváját is megtalálták a Lajos-forrás közelében a Vágási-tóban, ami egy sással benőtt kistó. Ez a tó nem tipikus élőhelye a foltos szalamandra lárvájának, az adat érdekessége éppen ebben rejlik. A Pilisi Parkerdő területén található forrás környéke kedvelt kirándulóhely, amelyet zömében cseres-tölgyes, és gyertyános-tölgyes erdők borítanak.

Ezidáig célzottan a foltos szalamandra előfordulására és potenciális élőhelyeire irányuló kutatások a Pilis-Visegrádi-hegységben nem történtek. Az elmúlt években főként a régió kistavaiban élő kételtűközösségeket vizsgálták (HETTYEY et al. 2003), valamint hosszú távú összehasonlító vizsgálatok célterületeként a Pilis-Visegrádi-hegység több tava is szerepel a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kiválasztott helyszínei között is (KISS et al. 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009).

Börzsöny

A Börzsöny és a Szentendre-Visegrádi-hegység közös, vulkanikus múlttal rendelkezik, együtt alkották a belső-kárpáti vulkáni vonulat legrégebbi elemét, amely a középmiocénben (kb. 15 millió éve) alakult ki (PÉCSKAY et al. 1995). A két közös eredetű hegységet a Duna medre választotta szét egymástól a pleisztocén közepén-végén (KARÁTSZON et al. 2006). Közös eredetüket nem csak geológiai, hanem botanikai (FARKAS 1999) és zoológiai (AGÓCSY 1956) példák is bizonyítják. A kételtűfaunára is igaz ez a megállapítás, hiszen a két hegység faunalistája szinte teljesen megegyezik (SZABÓ 1960), csupán a Pilis-Visegrádi-hegységből nemrégiben felfedezett sárgahasú unka (*Bombina variegata*) (KISS et al. 2005, VÖRÖS 2008)

hiányzik a Börzsöny területéről, azonban előfordulása nem kizárt, és további felmérést igényel. A hegység legnagyobb részét bükk és tölgy borítja, és területén több száz patak ered. A foltos szalamandra gyakorinak mondható a Börzsöny patak- és szurdokvölgyeiben. A térségre vonatkozó előfordulási térképet elsősorban SZABÓ (1960) összefoglaló műve alapján, illetve TÓTH BALÁZS (DINPI) közlése alapján állítottuk össze (3. ábra).



3. ábra. A foltos szalamandra előfordulása a Vértesben, a Budai-hegységben, Gödöllő környékén, a Pilis-Visegrádi-hegységben, a Börzsönyben, a Cserhátban, a Karancs-Medves-térségben és a Mátrában, az összes ismert adat alapján. Fekete háromszög jelzi az 1966 előtti, fekete pont pedig az 1966 utáni adatokat.

Figure 3. Distribution of the fire salamander in the Vértes, Budai-hills, Gödöllő region, Pilis-Visegrádi Mountains, Börzsöny, Cserhát, Karancs-Medves and Mátra Mountains, according to data collected before 1966 (black triangles) and after 1966 (black circles).

Cserhát

A Cserhátvidék egy olyan változatos földtani felépítésű, felszínalaktani megjelenésű tájegység, melynek tájbeosztása ma sem egységes. Nagyrészt dombsági, kismértékben középhegységi karakterű területek jellemzik, az üledékes kőzetek domináns területi aránya mellett a vulkáni kőzetek is jelentős szerepet játszanak (HORVÁTH 1997).

A foltos szalamandra előfordulását a Cserhátból DELY (1966) jelzi először Cserhát-szentivánról. SOLTÍ & VARGA (1988) Buják, Selyemréti-forrás lelőhely-megnevezéssel,

1973-as megfigyelés alapján a Központi-Cserhátról közli a faj jelenlétét (3. ábra). PUKY et al. (2005) térképükön több, a Központi-Cserhátot érintő négyzetben tüntetik fel a faj előfordulását.

Az utóbbi évtizedben a foltos szalamandra ponttérképezését CSERNÁK SZABOLCS, HARMOS KRISZTIÁN és JOÓ MIKLÓS (BNPI) végezték a Cserhátrban. Publikálatlan adataik alapján a faj elterjedése a korábbi adatokat megerősítve a Központi-Cserhátrban összpontosul. A középhegységi jellegű, vulkánikus eredetű tájrészleteken elterjedt, de csak egyes területeken (elsősorban Nógrádsípek–Rimóc–Herencsény zárt erdőtömbje) bizonyult gyakorinak. Szárazföldi élőhelyei elsősorban az északi oldalak, illetve a völgyek üde lomberdői. A tájegységben, területfoglalásuk miatt a középhegységi gyertyános-tölgyesek adják a faj legfontosabb élőhelyét, de a kisebb kiterjedésű bükkösökben, égerligetekben, illetve patak-völgyekbe telepített akácokban és egyéb idegenhonos fafajok állományaiban is megtaláljuk. A fajt érintő közúti pusztulások felmérése során mindössze két területen (Herencsény, Buják) találtak jelentősebb (tízes nagyságrendű) gázolást a tavaszi vándorlási időszakban.

A tájbeosztás szerint az Északi-Cserhát kistájhoz tartozó (KARÁTSZON et al. 1997) szandai Vár-hegy és Szanda-hegy foltos szalamandra lelőhelyei állatföldrajzi szempontból a Központi-Cserhátrhoz sorolhatók. Az Északi-Cserhát ezektől elszigetelt foltosszalamandra-állományát 2010-ben sikerült megtalálnunk. Litke, Bükk-tetőn égeres forráslápban kerültek elő a faj lárvái, valószínű szárazföldi élőhelye a hegy idős bükkössel borított északi oldala. Ez az állomány jelenlegi ismereteink szerint elszigetelt, a legközelebbi lelőhelyektől (Karacs) ökológiai akadályok választják el.

A tájbeosztás szerint a Nyugati-Cserhátrhoz sorolt Naszály állatföldrajzi szempontból átmenetet képez a Dunántúli- és az Észak-magyarországi-középhegység között (KUN et al. 2006). A Cserhát többi részénél erősebb hegyvidéki jellegeket mutató Naszályon csak a legutóbbi években sikerült kimutatni a foltos szalamandra előfordulását (BAKÓ 2009). Konkrét lelőhelyei a Bikk-kút és a Lósi-patak völgye (PINTÉR BALÁZS és TÍMÁR GÁBOR levélbeni közlése). A felszíni vizekben szegény Nyugati-Cserhát többi részén a fajra vonatkozó felméréseink nem jártak eredménnyel.

Karacs és Medves

A hivatalos magyar tájbeosztás a Karancsot a Cserhátvidékhez, a Medvest a Nógrád–Gömöri-bazaltvidékhez sorolja (HORVÁTH 1997). A Karacs 729 méterre kiemelkedő, kis kiterjedésű, andezitből felépülő hegyvonulat, a Nógrád–Gömöri-bazaltvidék dombvidéki jellegű, homokkőhátaból és elszórtan kibukkanó, 400–600 méter magas bazaltképződményekből (közéjük tartozik a Medves) álló táj (HORVÁTH & GAÁLOVÁ 2007). A terület flórájában több montán faj él, a vegetációban pedig jelentős szerepet játszanak a szubmontán bükkösök, szurdokerdők és törmeléklető-erdők, illetve a gyertyános-tölgyesek (CSIKY et al. 2007). A terület vízfolyásokban szegény (HORVÁTH et al. 2007).

A Karacs hegységből DELY (1966) jelzi először a foltos szalamandra előfordulását Kercseg-hegy, Czeberna-patak és Karacs lelőhelyekről. „Salgótarján” megnevezésű lelőhelyének tájegységi hovatartozását nem lehet azonosítani. A Karacs–Medves Tájvédelmi Körzetet bemutató monográfia „elég gyakori” jelzővel minősíti a faj előfordulását (BALÁZS et al. 2007). Az utóbbi években a faj ponttérképezését LANTOS ISTVÁN természetvédelmi területőr (BNPI) végezte. A Karacs és a Medves magasabb részein elterjedt, elsősorban bükkösökben, gyertyános-tölgyesekben (3. ábra). Lárvai hegyvidéki jellegű patakszaka-

szok, források mellett erdei utak pocsolyáiból is előkerültek. A faj néhány egyedének gázolós pusztulása alacsony forgalmú, stabilizált erdei utakról ismert.

Mátra

A hivatalos tájbeosztás a Mátra hegységet a Nyugati-Mátra, Magas-Mátra és Keleti-Mátra kistájakra tagolja (KARÁTSZON szerk. 1997). A vulkáni eredetű, hazánk legmagasabb csúcsait adó Mátra természeti viszonyaiban igen változatos. Központi része a Magas-Mátra, melynek éghajlata hűvös–nedves, élővilágában jelentős szerepet játszanak a hegyvidéki elemek. Növénytakaróját a montán és szubmontán bükkösök, gyertyános–tölgyesek uralják, felszíni vizekben gazdag. A Nyugati- és Keleti-Mátra területén a hegyvidéki viszonyok kevésbé érvényesülnek, de a foltos szalamandra életlehetőségeit biztosító szárazföldi és vízi élőhelyek ezeken a kistájakon is sokfelé megtalálhatók.

A hegység területéről a faj előfordulását DELY (1966) jelzi először, több lelőhelyet is megadva. SOLTÍ és VARGA (1981) szerint a hegység 300 méter fölötti részein általánosan elterjedt, de a pontszerű előfordulási adatok a Magas-Mátra területére koncentrálódnak. Az utóbbi években a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai (CZIKORA JÁNOS, MAGOS GÁBOR, URBÁN LÁSZLÓ), PINTÉR ZSOLT, valamint jelen cikk szerzői végeztek felméréseket, amelyek megerősítették a korábbi ismereteket (3. ábra).

Figyelemre méltóak SOLTÍ és VARGA (1981) hegylábi patakokból (Sirok, Kisnána) származó előfordulási adatai, melyek a fenti szerzők szerint kisebb, elszigetelt (esetleg lesodródás révén kialakult) populációkra is utalhatnak.

A közutakon és erdőgazdasági üzemi utakon, de gyakran a települések belterületén is jelentős gázolós pusztulást tapasztaltunk.

Heves–Borsodi-dombság

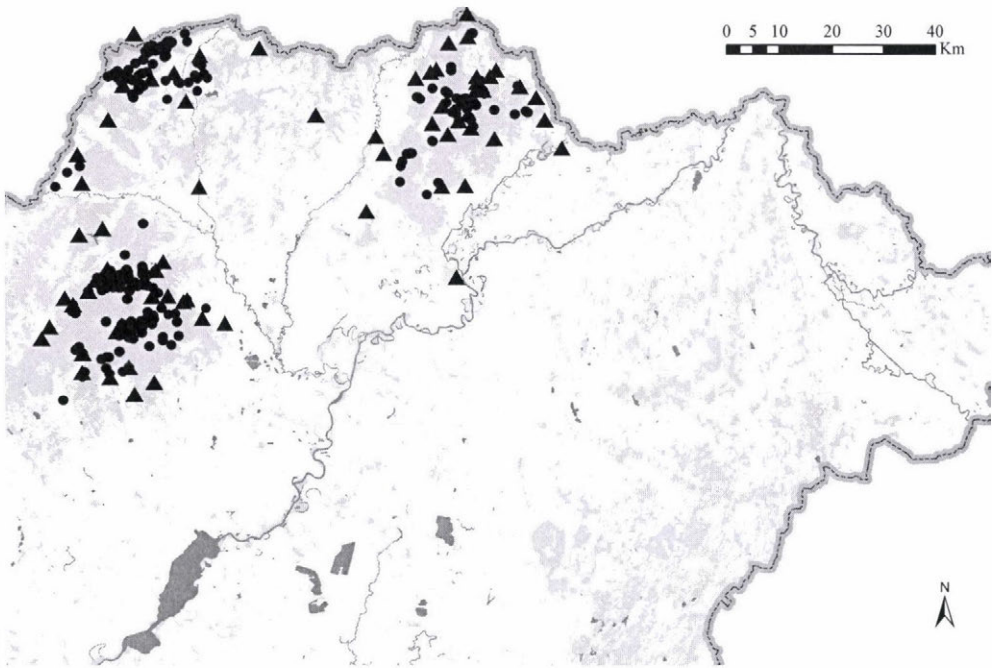
A tájegységből a foltos szalamandra előfordulásáról nem rendelkezünk irodalmi adattal. Ez részben azért különös, mert a szomszédos tájegységekben (Mátra, Medves, Bükk) a faj gyakori. A Heves–Borsodi-dombság főként oligocén kori homokkőből álló, dombvidéki jellegű táj, melynek növényzetében a montán hatásokat tükröző fajok jelentős szerepet játszanak, hegyvidéki képet kölcsönözve a vegetációnak (SULYOK & SCHMOTZER 1999). Több növényzeti típus, így a montán jellegű bükkösök, szurdokerdők állományai kínálnak potenciális szárazföldi élőhelyet a fajnak. A dombvidék forrásokban és folyóvizekben viszonylag gazdag.

A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak eddigi vizsgálatai (BARTHA CSABA területi felügyelő szóbeli közlése), illetve saját felméréseink sem vezettek eredményre, a faj előfordulása nem bizonyított a tájegységből. A hiány lehetséges okát a felszíni vizek hidrológiai jellemzői (vízjárás, vízhozam) adhatják, de a terület további vizsgálatra érdemes.

Bükk

A főként dolomitból és mészkőből felépült Bükk változatos karsztformáival, több, mint ezer barlangjával, bővízű patakjaival és számtalan forrásával a foltos szalamandra egyik legjelentősebb hazai előfordulási régiója. Növénytakaróját cseres–tölgyesek, gyertyános–tölgyesek, a 600 m feletti régiókban pedig bükkösök uralják. A Bükk igen gazdag vízfolyásokban, elsősorban a vulkanit kőzetekből álló területeket szövik át sűrűn a kis hozamú vízfolyások.

A Bükk hegységet mint foltossalámlandra-élőhelyet legelőször MARGÓ (1879), majd MÉHELY (1918) említi. VÁSÁRHELYI 1942-ben jellemezte a borsodi Bükk gerinces faunáját, ebben a fajt közösségesnek mondja, később LUKÁCS (1956), majd VAJON (1983) szintén gyakran nyilvánították. DELY (1996) a Bükk kételtű- és hüllőfaunájának leírásában összefoglalta az addig közölt foltossalámlandra-előfordulási adatokat. Ezeknek a lelőhelyeknek az elhelyezkedéséből is kitűnik, hogy a faj elsősorban az Északnyugati-Bükkben, és a hegység délnyugati lábánál, a karsztforrásokban gazdag területeken gyakori (4. ábra). A felszíni vizekben szegény Bükk-fennsíkon és a szárazabb délkeleti és északkeleti területeken pedig kevésbé jellemző vagy nem fordul elő.



4. ábra. A foltos szalamandra előfordulása a Bükkben, Aggteleki-karszton és a Zemplénben, az összes ismert adat alapján. Fekete háromszög jelzi az 1966 előtti, fekete pont pedig az 1966 utáni adatokat.

Figure 4. Distribution of the fire salamander in the Bükk Mountains, Aggtelek-karst region and Zemplén Mountains, according to data collected before 1966 (black triangles) and after 1966 (black circles).

Aggteleki-karszt

Az Aggteleki-karszton előforduló kételtű- és hüllőfajokról utoljára GUBÁNYI (1999) készített összefoglalót. CSILLÉRY KATALIN 1999-ben végzett a fajjal ökológiai vizsgálatokat az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén, ahol a Lakatos-patak foltossalámlandra-lárváinak fejlődését vizsgálta a denzitás függvényében (CSILLÉRY & LENGYEL 2004).

A Tengerszem-tó (Jósvafő) térsége klimatikus és vegetációs adottságai révén a foltos szalamandra tipikus élőhelye. Különösen a tavaszi időszakban jelentős állománya figyelhető meg a tó körzetében.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül BAKÓ BOTOND 2001 óta zajló felmérései alapján ismert a foltos szalamandra előfordulása a Tengerszem-tóban, valamint a Ménes-patak mentén (KISS et al. 2001, 2002, 2003, 2008).

Az Aggteleki Nemzeti Park kiadásában (BOLDOGH 2008) nemrégiben megjelent egy VÁSÁRHELYI ISTVÁN terepnaplóiból készített összefoglaló, amely 1927 és 1960 közötti megfigyeléseket tartalmaz többek között a foltos szalamandra borsod-abaúj-zempléni megyei előfordulásával kapcsolatban. Sajnos az előfordulási adatokról az időintervallumon kívül csak a településnevet ismerjük, így a térképünkön jelzett lokalitások csak hozzávetőleges pozícióval rendelkeznek (4. ábra).

Zemplén

Északkelet-Magyarország kételtű- és hullófaunájáról HEGYESSY (2006) készített részletes összefoglalót. Leírása alapján a foltos szalamandra gyakori faj az abaúji és zempléni régióban, főleg a csapadékosabb mikroklímájú erdős tájakon, különösen az égeres patakpartokon (4. ábra).

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül BAKÓ BOTOND felmérései alapján a Boldogkőváraljától keleti irányban futó Blaskó-kút forrásvidéke, a Tekeres-patak mentén 2007–2009 között minden évben előkerült a foltos szalamandra néhány kifejlett példánya (KISS et al. 2007, 2008, 2009). A terület tipikus hegyvidéki patak völgyi élőhely. A Tekeres-patak kanyarulataiban visszamaradó vízterek, valamint a Blaskó-kút forrása alkalmasak a szalamandra lárvák fejlődésére.

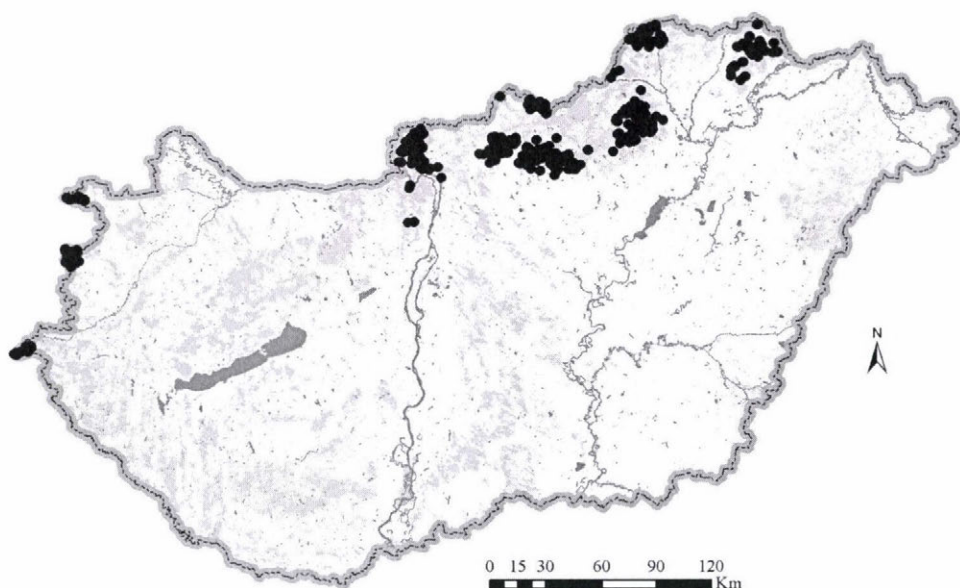
BOLDOGH (2008) szerkesztésében megjelent összefoglaló alapján a faj gyakori volt már az 1960 előtti időszakban is (4. ábra).

Az elterjedési adatok időbeli változása

A foltos szalamandra kárpát-medencei előfordulási adatait legátfogóbban DELY (1966) dolgozta fel és ábrázolta. Az 1960-as évekig főképpen a Börzsöny, a Mátra, a Bükk, Aggtelek és a Zemplén régiókból származtak az adatok (1. ábra). Az 1966 után gyűjtött adatokat összefoglaló elterjedési térképpel összehasonlítva (5. ábra) jól kitűnik az elmúlt 50 év jelentős adatgyarapodása. Úgy tűnik, hogy a kedvező élőhelyi feltételek mellett egyre több állományt sikerül megtalálni, de a szétterjedés lehetősége korlátozott. A jelenlegi előfordulás a terepi tapasztalatok alapján a hűvös erdők és szaporodásra alkalmas vízfolyásokhoz kötődik, és a térképi ábrázolás is megerősíti, hogy a faj az összefüggő erdőfoltokon fordul elő (5. ábra). Szembetűnő adatgyarapodás történt elsősorban a nyugat-magyarországi régióban (2. ábra), a Cserhát és az Aggteleki-karszt területén (3. és 4. ábra), de jelentősen több előfordulási adat vált elérhetővé a többi, korábban már ismert régióból is. A régi adatokat tekintve a jelenlegi ismeretek alapján a faj valószínűleg eltűnt a Bakonyból, a Vértesből, a Budai-hegyek majdnem teljes területéről és Gödöllő környékéről, elsősorban az élő- és szaporodóhelyeik felszámolása és jelentős átalakulása miatt. Habár konkrét adat kevés volt a korai herpetológiai felmérésekben, a leíró jellegű munkákból tudjuk, hogy a faj elterjedése jóval összefüggőbb volt. Középhegységeink több részén az összefüggő erdőállományok

fragmentálódtak, az alkalmazott erdőművelés, a letermelés módja pedig a szétszabdalt állományokat juttatta végveszélybe. A téli időszakban végzett végvágások és tarvágások nem csak a hibernáló állományokat gyérítették, de alapvetően megváltoztatták a szárazföldi életteret, hatást gyakoroltak a terület vízháztartására, a patakok vízhozamára és állandóságára, ami a lárvafejlődés sikerességét csökkentette. A Budai-hegységben 2008-ban előkerült kis maradványpopuláció jelzi, hogy a korábban ebben a térségben gyakori, összefüggő elterjedést mutató fajnak fennmaradhattak állományai.

A faj előfordulási adatai között szerepelnek olyanok is, amelyek meglepőek, mint például a Fejér megyei, a Velencei-tó alatti Felsőszentiván lelőhely (3. ábra). Ez az adat FEJÉRVÁRYNÉ 1943-as publikációjában szerepel, de további információ nem áll rendelkezésre. Más adatközlés nincs a területről és ismereteink szerint a térségben alkalmas élőhely hiányában jelenleg nem fordul elő a faj.



5. ábra. Foltos szalamandra előfordulása az 1966 és 2010 között gyűjtött adatok alapján. Sötétszürke – folyók és tavak, világosszürke – fás, erdővel borított területek.

Figure 5. Distribution of the fire salamander according to data collected between 1966 – 2010. Dark gray represents rivers and lakes, light gray shows forested areas.

Következtetések, javaslatok

A foltos szalamandra igen széles elterjedési területén belül elsősorban a hegyvidékek lakója, de a hegylábi, dombvidéki előfordulások sem ritkák. Hazánk területén az Alpokalja és a középhegységeink egykoron egyaránt alkalmas élőhelyeket jelenthettek. A faj hazai előfordulására vonatkozóan viszont csak az elmúlt mintegy jó 100 évből vannak adataink,

amelyek már valószínűleg nem tükrözik a korábbi állapotot. Korábban csak a legismertebb előfordulási helyekről vannak adatok, így a faj állományai elterjedési területének beszűküléséről folyamatos adatsorok nem állnak rendelkezésre. Az utóbbi egy-két évtizedben a faj ismét a figyelem központjába került, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer beindulása ennek is lendületet adott. A faj hazai állományainak nyomon követése csupán az ország néhány régiójában folyik, így például a Soproni- és a Kőszegi-hegységben, a Vendvidéken, az Aggteleki-karszton, a Zemplénben, és a Budai-hegységben. A többi állományon monitorozó jellegű vizsgálat nem történik. Mivel a foltos szalamandra szétszórt, elszigetelt állományokban fordul elő középhegységeinkben, fontos lenne minden régióban folyamatos, hosszútávú megfigyeléseket végezni, és a faj védelme érdekében átfogó hazai programot indítani.

A faj előfordulási területein a legnagyobb veszélyt az élőhelyek megszűnése, átalakulása, a hegyi vízfolyások, vizek vízforgalmának megváltozása, a sikeres lárvafejlődést megelőző kiszáradása jelenti. Számos új adat arra utal, hogy a szalamandra a beszűkült élőhelyeken olyan vizeket is használ larvakerülésre, amelyeket korábban talán elkerült. Elszigetelődött állományok lárvái előkerülnek szilárd hulladékkal erősen szennyezett patakokból, patak közeli időszakos vízállásokból, kis tavakból, pocsolyákból, dagonyavizekből is. Mindez a faj alkalmazkodó képességére utal. Az utóbbi évtizedekben előkerültek a patakok alsó szakaszainak közelében is kifejtett alakok, amelyek feltehetően a lesodródott lárvák túlélői lehetnek. Az ilyen adatok hátterének értékelése fontos lehet, hiszen ez nem jelenti feltétlenül azt, hogy az adott terület a faj folyamatos fennmaradására, szaporodására is alkalmas.

A faj spanyolországi előfordulási területén 1997 óta észleltek tömeges kétéltűpusztulást a Peñalara Nemzeti Park magashegyi élőhelyein, amelynek okaként az elmúlt évtizedben rendkívül gyors hullámban minden kontinensen elterjedt kórokozó, a rajzospórás gomba – *Batrachochytrium dendrobatidis* – fertőzését állapították meg (BOSCH et al. 2001). A foltos szalamandra egyike volt azoknak a fajoknak, amelyek jelentős populációméret-csökkenést szenvedtek (BOSCH & MARTÍNEZ-SOLANO 2006), vagyis a faj fokozottan fogékony a gomba által okozott betegségekre. A kórokozó bizonyítottan jelen van a hazai kétéltűeken is, jól lehet a foltos szalamandra vizsgált egyedeiről ezidáig nem mutatták ki (VÖRÖS et al. 2009). A hazai állomány tehát potenciálisan veszélyeztetettnek számít a gomba által okozott megbetegedés szempontjából is, bár úgy tűnik, Közép-Európában a kórokozóval való fertőzöttség aránya jóval alacsonyabb a Nyugat-Európában észlelteknél, és állománypusztulás nem írható a kitridiomikózis számlájára (VÖRÖS et al. előkészületben).

Rendkívül kevés adat áll rendelkezésre az egyes hazai állományok nagyságáról, a populációk életmenetéről, az esetleges el- és bevándorlások lehetőségéről. A populációbiológiai kutatások mellett a genetikai vizsgálatokra is szükség lenne, hogy az elszigetelődött állományok tulajdonságairól képet kapjunk. A genetikai vizsgálatok választ adhatnak a leszakadt állományrészek biogeográfiai kapcsolataira, támpontot adhatnak az esetleges állománygyarapítások szakszerű kivitelezéséhez. A Budai-hegységben talált állomány részletes genetikai vizsgálatát és az elszigetelt állományok összehasonlítását a többi hazai állománnyal a Magyar Természettudományi Múzeum Molekuláris Taxonómiai Laboratóriumában végzik, az első eredmények 2011-re várhatók.

A faj állományainak megmentése szempontjából elsődleges a még meglévő vízi és szárazföldi élőhelyek megőrzése és a még meglévő, de csökkent létszámú állományok fokozott

védelme, valamint élőhely-rekonstrukciókkal az élettér bővítése. A hazai állományok közül kiemelten fontosak és gyakorlati, védelmi intézkedésekre szorulhatnak a nemrégiben felfedezett, kis méretű állományok a Naszály, a Budai-hegység és a Visegrádi-hegység területén. Mivel a tavaszi lárvalerakási időszakban és az őszi aktivitási időszakban a faj előfordulása viszonylag jól körvonalazható, ezek a lárvalerakó- és vonulási helyek fokozott figyelmet igényelnek.

A foltos szalamandra természetvédelmi értéke BÁLDI et al. (1995) rendszere alapján magas pontszámmal (44) jellemezhető, elsősorban biológiai sajátosságainak, az egyed-számcsökkenésnek, az elterjedési terület csökkenésének, és a faj tavaszi és őszi vonuló életmódjának, aggregációjának köszönhetően. A jelen vizsgálat eredménye lehet az is, hogy egyes területekről pontosabb adatokkal rendelkezünk a hazai állományok helyzetéről, és ennek alapján a foltos szalamandra a magyarországi szárazföldi gerincesek természetvédelmi értékelési rendszerében elfoglalt helye változhat. A faj az IUCN rendszerében a nem veszélyeztetett (Least Concern) kategóriába tartozik, a Berni Egyezmény III. Függelékében mint védett fajt listázzák. Hazánkban a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet értelmében a foltos szalamandra védett faj, természetvédelmi értéke 10.000 Ft.

Köszönetnyilvánítás. Az adatgyűjtésben segítséget nyújtottak: BARTHA CSABA, BALOGH SÁRA, BÉRCES SÁNDOR (DINPI), CZIKORA JÁNOS, CSERNÁK SZABOLCS, FARKAS PÉTER, GÁL JÚLIA TÜNDE, JOÓ MIKLÓS, KATONA PATRIK, KISS BALÁZS, KISS ZSOLT, KISBENEDEK TIBOR, LANTOS ISTVÁN, MAGOS GÁBOR, PINTÉR BALÁZS, PINTÉR ZSOLT, SOLTI BÉLA, TÍMÁR GÁBOR, URBÁN LÁSZLÓ, VÁGI BALÁZS, VÍZKERT ANDRÁS (DINPI). Külön köszönet WITTRÉDI ÁKOSNAK és családjának az együttműködésért, és SZELÉNYI GÁBORNAK a hatékony szakmai és hatósági hozzájárulásért. Hálásak vagyunk az Őrségi Nemzeti Park, Duna-Ipoly Nemzeti Park, Bükki Nemzeti Park és Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságoknak, valamint a Vadonleső csapatának, hogy biotikai adatbázisaikat rendelkezésünkre bocsátották. BOLDOGH SÁNDOR (ANPI) felbecsülhetetlen értékű irodalmi adatokkal gazdagította a kéziratot. Köszönettel tartozunk továbbá BAKÓ BOTONDNAK és HETTYEY ATTILÁNAK a kéziratához fűzött hasznos megjegyzéseikért, illetve VACZI OLIVÉRNEK a térképi megjelenítésért. VÖRÖS JUDITOT az Országos Tudományos Kutatási Alap K77841 számú pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

- AGÓCSY, P. (1956): The Mts. Pilis as a Divide of the Mollusk Faunas in the Central Range, Hungary. *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici* 57: 471–475.
- BAKÓ B. Z. (2009): Adatok a Naszály hegy herpetofaunájához. In: PINTÉR B. & TÍMÁR G. (szerk.): A Naszály természetrajza és élővilága. *Rosalia* 5 (in press).
- BALÁZS Cs., BENDA P., ESTÓK P. & UHRIN M. (2007): Állatvilág, állattani értékek – gerincesek (Vertebrata). In: KISS G., BARÁZ Cs., GAÁLOVÁ K. & JUDIK B. (szerk.): *A Karancs-Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi Körzet. Nógrád és Gömör határán*. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, pp. 157–176.
- BÁLDI A., CSORBA G. & KORSÓS Z. (1995) *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- BOSCH, J. & MARTÍNEZ-SOLANO, I. (2006): Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Penalara Natural Park, Spain. *Oryx* 40: 84–89.

- BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001): Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biological Conservation* 97: 331–337.
- BRÄNDLI, U. B., DOVHANYCH, Y. & COMMARMOT, B. (2008): *Virgin forests of Uholka. Nature guide to the largest virgin beech forest of Europe. A UNESCO World Heritage Site.* WSL, Birmensdorf and CBR, Rakhiv, 2 pp.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (2001): *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich.* Umweltbundesamt, Wien, 880 pp.
- CSIKY J., BALÁZS P., HRIVNÁK R. & RIMÓCZI I. (2007): Növényvilág, növényzeti értékek. In: KISS G., BARÁZ Cs., GAÁLOVÁ K. & JUDIK B. (szerk.): *A Karancs-Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi Körzet. Nógrád és Gömör határán.* Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, pp. 117–142.
- CSILLÉRY, K. & LENGYEL, S. (2004): Density dependence in stream-dwelling larvae of fire salamander (*Salamandra salamandra*): a field experiment. *Amphibia-Reptilia* 25: 343–349.
- DANKOVICS R. & VIG K. (2003): A szombathelyi Savaria Múzeum recens gerinces (Vertebrata) gyűjteménye I. A Kárpát-medencében gyűjtött példányok. *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értésítője* 27: 31–110.
- DANKOVICS R. (1995): Az Őrség herpetofaunája. In: Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe, *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értésítője* 22: 253–258..
- DANKOVICS R. (1998): *Kételtű-hüllő faunisztikai vizsgálatok Vas megyében.* Főiskolai szakdolgozat, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely, 33 pp.
- DANKOVICS R. (2000): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kételtű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata. NBmR kutatási jelentés, Sarród, 9 pp.
- DANKOVICS R. (2001): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kételtű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 21 pp.
- DANKOVICS R. (2002): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kételtű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 24 pp.
- DANKOVICS R. (2004): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kételtű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 29 pp.
- DANKOVICS R. (2005): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kételtű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 33 pp.
- DANKOVICS R. (2006): A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kételtű és hüllő faunájának monitoring vizsgálata. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 32 pp.
- DANKOVICS R. (2007): Kételtű és hüllő monitoring a Fertő-Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság területén. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 34 pp.
- DANKOVICS R. (2008): Kételtű és hüllő monitoring a Fertő-Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság területén. NBmR kutatási jelentés, Szombathely, 30 pp.
- DELY, O. GY. (1966): Angaben über die Verbreitung des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra* L.) im Karpatenbecken. *Vertebrata Hungarica* 8: 69–88.
- DELY O. GY. (1967): Kételtűek – Amphibia. In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)*, 20, 3. Akadémiai Kiadó, Budapest, 80 pp.
- DELY, O. GY. (1996): Amphibians and reptiles of the Bükk Mountains. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Bükk National Park.* Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 535–570.
- ESRI (2002): *ArcView GIS 3.3 Software Package.* Environmental System Research Institute, Inc., Redlands, California.
- FARKAS S. (1999): *Magyarország védett növényei.* Mezőgazda, Budapest, 416 pp.
- FEJÉRVÁRYNÉ-LANGH A. (1925): Kételtűek – Amphibia. In: SZILÁDY Z.: *Nagy-Alföldünk állatvilága.* A Debreczeni Tisza István Tudományos Társulat Honismereti Bizottságának Közleményei, 1: 138–144.
- FEJÉRVÁRYNÉ-LANGH, A. (1943): Beiträge und Berichtigungen zum Amphibien-Teil des ungarischen Faunenkaloges. *Fragmenta Faunistica Hungarica* 6(2): 42–58.

- GUBÁNYI, A., KORSÓS, Z., DANKOVICS, R., TRASER, GY. & FÜLÖP, T. (2002): Amphibia and Reptilia of the Fertő–Hanság National Park and its surroundings. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Fertő–Hanság National Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 735–744.
- GUBÁNYI, A. (1999): Amphibians and reptiles from the Aggtelek karst region. In: MAHUNKA S. (ed.): *The fauna of the Aggtelek National Park, II*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 655–662.
- HEGYESSY G. (2006): Amphibia – Kétéltűek. In: VERES L. & VIGA GY. (eds): Adatok Magyarország északkeleti részének gerinces állatairól (Vertebrata) I. – Ingólák (Petromyzontiformes), halak (Pisces), kétéltűek (Amphibia), hüllők (Reptilia). *Annales Musei Miskolciensis de Herman Ottó Nominati* 45: 507–516.
- HETTYEY A., TÖRÖK J. & KOVÁCS T. (2003): Hét kétéltűfaj szaporodásbiológiája és élőhelyhasználata a Visegrádi-hegység területén. *Állattani Közlemények* 88: 41–55.
- HORVÁTH G. & GAÁLOVÁ K. (2007): A Karancs-Medves és a Cseres-hegység tájvédelmi körzetek fekvése, helyzete. In: KISS G., BARÁZ Cs., GAÁLOVÁ K. & JUDIK B. (szerk.): *A Karancs-Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi Körzet. Nógrád és Gömör határán*. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, pp. 9–10.
- HORVÁTH G. (1997): A Cserhát, a Medvesvidék és a Gömör-Hevesi-dombság. In: KARÁTSZON D. (szerk.): *Pannon Enciklopédia*. Magyarország földje. Kertek 2000, Budapest, pp. 333–336.
- HORVÁTH G., GAÁLOVÁ K. & PRAKFAI P. (2007): Vízföldtani és vízföldrajzi viszonyok, víztani értékek. In: KISS G., BARÁZ Cs., GAÁLOVÁ K. & JUDIK B. (szerk.): *A Karancs-Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi Körzet. Nógrád és Gömör határán*. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, pp. 93–104.
- ILLÉS P. (2000): Adatok a foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* L.) biológiájához a Kőszegi-hegységben. Diplomamunka, Pécsi Tudományegyetem, Pécs, 34 pp.
- JENEY A. (2001): A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* L.) biológiája a Kőszegi-hegységben. Diplomamunka, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely, 35 pp.
- KARÁTSZON D. (szerk.) (1997): *Magyarország földje*. Pannon Enciklopédia, Kertek 2000, Budapest, 508 pp.
- KARÁTSZON, D., NÉMETH, K., SZÉKELY, B., RUSZKICZAY-RÜDIGER, ZS. & PÉCSKAY, Z. (2006): Incision of a river curvature due to exhumed Miocene volcanic landforms: Danube Bend, Hungary. *International Journal of Earth Sciences* 95: 929–944.
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2006): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2005–2006. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 95 pp.
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2007): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2006–2007. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 105 pp.
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2009): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2009–2010. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 120 pp.
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., SZÉNÁSI V. & VÖRÖS J. (2008): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2008–2009. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 120 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2001): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozást megalapozó próbaprojekt kidolgozása, szakmai irányítása és terepi felvételezés. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 129 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2004): Kétéltűek és hüllők monitorozása kiválasztott régiókban 2003–2004. évi adatfelvételezés és elemzés. Kutatási jelentés, KVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, kézirat, Budapest, 72 pp.

- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2005): Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2004–2005. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 97 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2002): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 100 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2003): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés 2003. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 74 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKONYI G., BAKÓ B., FORRÓ L., KISBENEDEK T., KONTSCHÁN J., LASZLÓ GY., SAROSPATAKI M., SZÉNÁSI V., VÁRADI L. & VÁSÁRHELYI T. (2001): A Babatölgyi ökológiai modellközpont teljes körű környezeti állapot-felmérése és kémiai-biológiai monitoringhálózat kiépítése: II. Zoológiai vizsgálatok. Jelentés. KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, pp. 98.
- KORSÓS Z. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer VIII. Kétéltűek és hüllők*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 48 pp.
- KOVÁCS T. (1998): Gödöllő környéki vizes élőhelyek kétéltű állományainak diverzitás vizsgálata. Diplomamunka, Gödöllői Agrártudományi Egyetem, KTI, Mezőgazdaság-tudományi Kar, Állattani és Ökológiai Tanszék, Gödöllő, 66 pp.
- KUN A., VARGA Z. & BÖLÖNI J. (2006): Észak-magyarországi-középhegység. In: FEKETE G. & VARGA Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 241–300.
- KUPKA, J. (2001): Mlok škvrnitý (*Salamandra salamandra*) v přírodní rezervaci Velké doly. *Těšínsko – Časopis muzea Těšínska* 44(2): 30–31.
- MARGÓ T. (1879): *Budapest és környéke állattani tekintetben*. Magyar Királyi Egyetemi Könyvnyomda, Budapest, 140 pp.
- MARIÁN M. & TRASER GY. (1978): Sopron környékének kétéltű–hüllő világa. *Soproni Szemle* 32(2): 153–171.
- MARIÁN M. (1988): A Bakony hegység kétéltű- és hüllőfaunája. *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei* 20: 1–105
- MÉHELY L. (1897): Kétéltűek és csúszómászók (Amphibia & Reptilia). In: ENTZ G. (szerk.): *A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei*. A Balaton faunája. Budapest, pp. 214–218.
- MÉHELY L. (1918): Reptilia et Amphibia. In: *A Magyar Birodalom Állatvilága. (Fauna Regni Hungariae)*. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 12 pp.
- NÖLLERT, A. & NÖLLERT, C. (1992): *Die Amphibien Europas*. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH and Company, Stuttgart, 382 pp.
- PETROVICS Z., BALOGH E. & SZITTA T. (1991): Az alpesi göte (*Triturus alpestris*) élőhelyeinek feltárása, állomány-vizsgálata, védelmi problémáinak feltárása a Bükk, Mátra, és Zempléni-hegységben. Kutatási jelentés, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 34. sz. Bükki Helyi Csoportja, 34 pp.
- PÉCSKAY Z., LEXA J., SZAKÁCS A., BALOGH K., SEGHEDI I., KONECNY V., KOVÁCS M., MÁRTON E., KALICIAK M., SZÉKYNÉ-FUX V., PÓKA T., GYARMATI P., EDELSTEIN O., ROSU E. & ZEC B. (1995): Space and time distribution of Neogene-Quaternary volcanism in the Carpatho-Pannonian Region. *Acta Vulcanologica* 7: 15–28.
- PUKY M. (1996) : Szegélyterületek szerepe a Börzsöny foltos szalamandra állományának védelmében. Kutatási jelentés, Varangy Akciócsoport, 11 pp.
- PUKY M., SCHÄD P. & SZÖVÉNYI G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 pp.
- SOLTI B. & VARGA A. (1981): A Mátra-hegység kétéltű faunája. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 7: 81–101.

- SOLTI B. & VARGA A. (1988): Kétéltű és hüllő adatok Magyarországról. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 13: 113–116.
- SULYOK J. & SCHMOTZER A. (1999): Adatok a Tarna-vidék és a Bükk északi előterének flórájához I. *Kitaibelia* 4(2): 367–380.
- SZABÓ I. (1956): Adatok a Szentendre-Visegrád-Esztergomi Dunazúghegység herpetofaunájához. *Állattani Közlemények* 45(3–4): 123–131.
- SZABÓ I. (1959): Contributions á l'ocologie de la Salamandre tachetée, *Vertebrata Hungarica* 1: 35–48.
- SZABÓ I. (1960): Adatok a Börzsöny hegység herpetofaunájához. *Vertebrata Hungarica* 2(2): 199–216.
- SZENTGYÖRGYI P. & VIZSLÁN T. (1994): A Tardonai-dombság kétéltű (Amphibia) és hüllő (Reptilia) faunája. Kutatási jelentés, Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Kazincbarcika, 13 pp.
- SZÉKY P. (1973): Gödöllő és közvetlen környékének állatvilága. *Tudományos Értesítő*, Gödöllő 54: 49–57.
- VARGA A. (1995): Újabb adatok a Mátra-hegység kétéltű és hüllő faunájához. – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 12:87–92.
- VARGA L. (1991): Adatok néhány gerinces (Vertebrata) állatfaj Vas megyei elterjedéséhez. *Vasi Szemle* 45(1): 7–14.
- VÁSÁRHELYI I. (1942): Adatok a borsodi Bükk gerinces faunájához *Erdészeti Lapok* 2–5: 1–31.
- VELEKEI B. (2009): Újabb adatok Sopron és környékének herpetofaunájához Diplomadolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron 44 pp.
- VENCES, M., GROSSENbacher, K., PUENTE, M., PALANCA, A. & VIEITES, D.R. (2003): The Cambalès fairy tale: elevational limits of *Rana temporaria* (Amphibia: Ranidae) and other European amphibians revisited. *Folia Zoologica* 52(2): 189–202.
- VÖRÖS J. (2006): Kétéltű- és hüllőfajok vizsgálata az Északi-Bakony Natura 2000 területein. Kutatási jelentés, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 18 pp.
- VÖRÖS J. (2007): Kétéltű- és hüllőfajok vizsgálata az Északi-Bakony Natura 2000 területein. Kutatási jelentés, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 12 pp.
- VÖRÖS J. (2008): Kétéltű- és hüllőfajok vizsgálata az Északi-Bakony Natura 2000 területein. Kutatási jelentés, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 7 pp.
- VÖRÖS J. (2008): A vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 45–59.
- VÖRÖS, J., HETTYEY, A., SÓS, E., DANKOVICS, R. & GARNER, T. (2009): Amphibian chytrid fungus in Hungary. Second European Congress of Conservation Biology, Abstract book, p. 105.
- WERNER, F. (1897): *Die Reptilien und Amphibien Österreichs-Ungarns und der Occupationsländer*. A. Pichler's Witwe & Sohn, Wien, 160 pp.
- WERNER, F. (1935): Die Kriechtiere und Lurche des Burgenlandes. *Burgenlandische Heimatblätter* 4: 124–126.
- ZAHN, A. & ENGLMAIER, I. (2003): Zur Situation des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) in Südbayern. Muss man um die Schlangen bangen? *Glücks Spiraleprojekt Bund Naturschutz*, KG Mühldorf, 7 pp.
- <http://www.vadonleso.hu> Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. 2009, Budapest (megtekintve: 2010.07.06-án)

Distribution and conservation status of the fire salamander (*Salamandra salamandra*) in Hungary

JUDIT VÖRÖS¹, RÓBERT DANKOVICS², KRISZTIÁN HARMOS³,
GERGELY DOBAY⁴ & ISTVÁN KISS⁴

¹Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13. H-1088 Budapest, Hungary E-mail: jvoros@nhmus.hu

²Savaria Museum, Kisfaludy S. u. 9. H-9700 Szombathely, Hungary

³Bükk National Park Directorate, Sánc u. 6. H-3304 Eger, Hungary

⁴Szent István University, Department of Zoology and Animal Ecology, Péter K. u. 1. H-2103 Gödöllő, Hungary

ALLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 121–149.

Abstract. The first locality data for the fire salamander in Hungary were published about 100 years ago, but in the following 50 years the distribution of the species has not been studied extensively. The aim of our study was to summarize all available data from museum databases, publications, scientific reports and personal communications about the range of the species in Hungary, and to compare current records to old ones to highlight possible changes in the distribution. The monitoring efforts of the last few years provided new findings or rediscoveries of the fire salamander in some regions, and alerted us to pay more attention to the threatening factors that limit the distribution of the species. Significantly more data became available recently from western Hungary, from the Cserhát and the Aggteleki Karst Region, but new data also accumulated from regions previously known to carry the species. The species occurs in the Soproni Mts., Kőszegi Mts., Vendvidék, Budai Mts., Pilis-Visegrádi Mts., Börzsöny Mts., Cserhát Mts., Karancs–Medves region, Mátra Mts., Bükk Mts., Zemplén Mts. and the Aggteleki Karst region. The known distribution of the fire salamander in Hungary corresponds with the presence of cool forests and streams or other water bodies suitable for depositing larvae. Comparison of current and 50 years old data indicate both positive and negative changes in the distribution pattern of the species.

Keywords: fire salamander, *Salamandra salamandra*, changes in distribution, new locality findings, threatening factors.

Adattárak és adatközlők nevének rövidítései

MTM: Magyar Természettudományi Múzeum, MTM-EA: Magyar Természettudományi Múzeum elégett anyaga, MM: Mátra Múzeum, SM: Savaria Múzeum, ÖNPI: Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, DINPI: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, BNPI: Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, ANPI: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, VL: Vadonleső, BS: BALOGH SÁRA, CSK: CSILLÉRY KATALIN, CSSZ: CSERNÁK SZABOLCS, DR: DANKOVICS RÓBERT, HK: HARMOS KRISZTIÁN, JM: JOÓ MIKLÓS, KI: KISS ISTVÁN, KP: KATONA PATRIK, LI: LANTOS ISTVÁN, MG: MAGOS GÁBOR, ST: SOMLAI TIBOR, SK: SURI KATALIN, SZG: SZELENYI GÁBOR, SZK: SZABÓ KRISZTIÁN, VA: VÍZKERT ANDRÁS, VB: VAGI BALÁZS, VJ: VÖRÖS JUDIT, WÁ: WITTRÉDI ÁKOS.

Az előfordulási adatokat a következőkben régióként közöljük. Az egyes régiókban található adatokat településenként listázzuk. A települések után tüntetjük fel a pontos lelőhely megnevezése nélkül, adott településhez megadott adatokat, majd pedig az egyes lelőhelyekhez tartozó adatokat, időrendi sorrendben.

Soproni-hegység:

Harka: Harkai erdő, 1897, WERNER 1935; Kecse-patak alsó folyása, 1958.04.22, SZABÓ 1959;

Sopron: 1973.05.07., SM; Vörös-bércről É-ra, műúton, 2008.09.17., DR; Vadkan-árok, 2008.03.28., 2010.05.05., DR; Vadkan-árok, Hermesi akna, 2010.05.05., DR; Hermesi-árok, 1981.09.15., SM; Alpesi út, 1979.09.01., SM; Köves-árok, 2004.05.09., DR; Tolvaj-árok, 1973.09.23., SM, 2004.05.09., 2005.04.03., 2006.04.29., 2007.03.10., 2008.03.15., DR, 2009.09.14, 2010.01.02, VL; Tacsai-árok, 1923, MTM-EA; 1954, MTM, 2008.09.17. DR; Szalamandra-tó, 2008.03.15., DR; Kecse-patak, 2002.06.21., DR; Köves-árok, 2004.05.09., DR; Dalos-hegy, 1970.09.26. SM; Ólom-forrás, 1973.09.19., SM;

Kőszegi-hegység:

Bozsok: Sibrik-kastély mellett, 1994.09.25, DANKOVICS 1998; Bozsoki-patak, 2001.05.25. DR; Sötét-völgy, 2000.10.17., 2001.06.17, DR, DR-TR; Végh-erdő, 2004.10.23., DR;

Cák: Cák köfőjtő, 2009.07.15, VL; Vöröskereszt, 1996, DANKOVICS 1998; Cák-erdő, 2000.05.31., JENEY 2001, 2010.04.13., DR; Doroszlói-patak völgye, 2000.10.03., JENEY 2001, 2001.06.17., DR; Elektromos-forrás mellett, műúton, 2002.04.17., DR; Enikő-forrás, 2000.05.31., 2001.03.12., JENEY 2001, 2002.04.17., DR; Ereszteni-major felett, műúton, 2002.04.17., DR; Kőszegi-hegység, 1981.07.25., SM; Pogányok, 1994.04.05., ILLÉS 2000, 2000.05.29., 2001.03.11., JENEY 2001;

Kőszeg: 1903.07.26, MTM-EA; 2010.06.17, VL; Égett-erdő, 2001.06.17., DR; Árpád-forrás, 2001.04.05., JENEY 2001; Bűdös-kút, 2000.05.22., 2001.04.05., JENEY 2001; Gyöngyös mellett, 2001.04.05., JENEY 2001; Hosszúhát, 2001.06.17., DR-TR; Hármaspatak völgye, 2001.06.17., DR-TR, 2004.10.09., DR; Hét-forrás, 1994.03.09., ILLÉS 2000, 2000.05.20., 2001.04.05. JENEY 2001, 1997, DANKOVICS 1998; Meszes-völgy, 1936.07.15., SM, 2001.03.13. JENEY 2001, 2001.06.17. DR; Sáros-forrás, 2001.06.17. DR-TR; STÖLZER, 2001.06.17., DR-TR; Stajer-patak, 2001.04.05., JENEY 2001, 2004.10.09., DR; Stajerházak, 2000.05.22., 2001.04.05., JENEY 2001, 2001.06.17, DR-TR; Szabó-hegy, József-forrás, 1981.06.24., 1982.05.11., SM; Szikla-forrás ér, 2004.10.09., DR; Tábor-hegy K-i oldala, 2001.06.17., DR; Tábor-hegy Ny-i oldala, 2001.06.17., DR;

Kőszegdoroszló: Doroszlói-patak völgye, 1994.04.17., ILLÉS 2000; Enikő-forrás, 2010.04.13., DR; Hegyvámos-erdő, 1994.03.16., ILLÉS 2000, 2000.05.31., 2001.03.13., JENEY 2001, 2001.04.20. DR, 2001.06.17., DR-TR; Pogányok, 1994.04.17. ILLÉS 2000, 2001.03.13., JENEY 2001; Borha-forrás, 1983.05.26., SM, 2001.04.20., DR; Meszes-völgy, 1996, DANKOVICS 1998; Szabó-hegy, 1997, DANKOVICS 1998;

Kőszegszerdahely: Sárga jelzés Velem felé, 1997, Dankovics 1998;

Velem: 1982.05.12., SM, 2002.03.21., DR, 2008.09.25, VL; Úr-erdő, 1994.05.12., ILLÉS 2000; Avar-szálló, 2001.05.11., DR; Borha-forrás, 1994.03.30., 1996.07.11, DANKOVICS 1998, ILLÉS 2000, 2001.04.20., 2005.03.28., DR; Borha-völgy, 1994.03.16., ILLÉS 2000, 2002.04.17., DR; Cseke-forrás felett, 2002.04.17., DR; Hosszú-völgy, 1996.07.08, DANKOVICS 1998; 2001.06.17., DR-TR, 2010.04.13., DR; Hétszemű-völgy, 1994.03.30., ILLÉS 2000, 2000.10.03., JENEY 2001, 2001.04.20., 2002.03.21., 2010.04.13., DR; Hörmann-forrás, 1996.07.11, DANKOVICS 1998; Jávorkút, 2005.03.25., DR; Jávorkút-forrás, 2001.06.17., DR; Kurta-völgy, 1994.05.12., ILLÉS 2000, 2010.04.13. DR; Stájerkert, 2000.10.17., 2001.05.25., DR; Szent Vid, 1983.05.26., SM, 1996.07.12, DANKOVICS 1998, 2001.05.25., DR, 2008.10.25, VL; Szepertin-út, 1995.04.05., ILLÉS 2000, 2000.05.31., JENEY 2001, 2001.06.17., DR-TR; Tatra-völgy, 1994.04.11., ILLÉS 2000, 2001.05.11., 2002.03.21., DR; Velemi-mezőn, forrásban, 1981.07.25., SM; Velem és Cák között sárga jelzésen, forrásban, 1996.07.11, DANKOVICS 1998;

Örség:

Alsószőlők: 2009.11.06, ÖNPI;

Felsőszőlők: Dívocsin-jarek, 2007.04.28., DR; Gubics-hegy, 2007.04.28., DR; Halál-völgy, 2007.04.28., DR; Hampó-völgy, 1992.04.23, DANKOVICS 1995; 1993.07.06., 2007.04.28., DR; Jani-hegy, 1993.07.09, DANKOVICS 1995; János-hegy, 1987.10.19, DANKOVICS 1993, 1995, DANKOVICS 1995; Lujza-hegy, 2007.04.28., DR; Szőlőki-erdő, 2007.04.28., DR; Szetecsi-dűlő, 1993.07.08., DR; Szetecs-jarek, 2007.04.28., DR;

Kétvölgy: 1994.06.20, DANKOVICS 1995; Kétvölgy szélén, 2009.10.25, VL; Berek-völgy, 1994.06.20., DR;

Szakonyfalu: 2009.04.25., ÖNPI; Ágnes-forrás, 2002.03.30., KISS et al. 2002; Grajka-patak, 2002.03.30., KISS et al. 2002, 2004.07.17., KISS et al. 2004, 2005.04.09., KISS et al 2005, 2006.04.16., KISS et al 2006; Szakonyfalvi-patak völgye, 2003.05.28., DR;

Bakony:

Bakony-hegység: MÉHELY 1897;

Vértes:

Szár: Fáni-völgy, 1961.04.30., MTM;

Abai kistérség:

Aba: Felsőszentiván, FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943;

Budai-hegység:

Budapest: MÉHELY 1918; II. kerület, Pesthidegkút, 2008.06.18., WÁ, VJ., SZG; 2009. SZG, VJ, KI, BS; 2010. VJ, KI, BS;

Gödöllő környéke:

Gödöllő: MARGÓ 1879;

Pilis-Visegrádi-hegység:

Dömös: Szőkeforrás-völgy, 2010.03.30. VA, műút melletti sziklafalon, 2010.03.31., VL, 2010.04.06., MTM;

Szentendre: Vágási-tó, 2010.04.24., VB-KP;

Börzsöny:

Bernecebaráti: Nagy-völgy, Oszlai-árok, 1961.09.26-27., MTM; Bernecei-patak, 2010.05.14., DINPI; Deszkás-pusztá, 1967.04.3., MTM; Alsó-Lapona-völgy, 1993-1996, PM; Kalakocs-völgy, 1993-1996, PUKY 1996; Drinó-patak alsó szakasza, 1999.04.25., VL; Oszlopó-patak alsó szakasza, 2001.05.27., 1998.04.11, VL; Drinó-völgy alsó szakasza, 1998.03.08, VL;

Diósgyőr: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Diósjenő: 1924, MTM-EA; FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943; Bodosházi-kút, 1957.08.05-06., MTM; Király-bérc, 1959.05.03., SZABÓ 1959; Szalatnya, Cseresznyés-patak felső folyása, 1958.05.05., SZABÓ 1959; Báránybérc-gerinc, 1958-1960, SZABÓ 1960; Mese-patak és oldalága, 1958.05.03., SZABÓ 1959, 1958-1960, SZABÓ 1960; Somos-kút, 1958-1960, SZABÓ 1960; Bernecei-patak, 2010.05.14, DINPI;

Drégelypalánk: Riadó-forrás, 1958, 07.05-07., MTM; Alsóriadó-tó, 1958.07.05-07., SZABÓ 1959, 1959.07.05-07., MTM; Rákászó-patak, 1958.07.05-07., SZABÓ 1959, 1961.07.05-07., MTM; Felsőriadó-folyó, 1958.07.05-07., SZABÓ 1959, 1962.07.05-07., MTM;

Honti: Szedres-kút, 1960.07.05-07., MTM; Szedres-kút, 1958.07.05-07., 1959, SZABÓ 1959; Riadó, 2008.10.29, DINPI; Parassapusztá, 1987-1996, PUKY 1996; Honti szakadék, 1993-1996, PUKY 1996;

Ipolydamásd: 2009.03.29, DINPI;

Káyor: Szúnyog-kút, 1958.05.03., SZABÓ 1959;

Kemence: Királyháza, 1920.07.22-26. MTM-EA, 2009.06.11, VL, 2009.10.26, DINPI; 1958-1960, SZABÓ 1960; Királyháza-Királykút, közút, 1998.04.22, VL; Királykút, 1958.05.03., SZABÓ 1959; Piros háromszög turistaút Királyháza közelében, 2009.10.24, VL; Rakottás-völgy, 1993-1996, PUKY 1996, 1998.04.22., VL; Dosnya-völgy, 1993-1996, PUKY 1996; Tözköves-forrás völgye, VARGA 1995; Rakottás-patak, 2007.03.03., VL; Királyháza, Nagy-Mána, 2009.05.16, VL; Rakottás-völgy, 1998.04.22., VL; Fekete-völgy Panzió közelében, 2010.04.11., VL; Csömöle-völgy, 1956, MTM; Morgó-völgy, 1958-1960, SZABÓ 1960; Börzsönyliget, Gálhegyi utca, 2009.09.03., VL; Fekete-völgy, Csarna-patak, 2010.05.09., KI; Kemence-völgy, Kemence-patak, 2010.05.13., KI;

Kismaros: 2009.04.13., VL; Csömöle-völgy, 2010.05.12., VL; Börzsönyliget, Gálhegyi utca, 2010.08.11., VL;

Kóspallag: Pokolvölgyi-patak, 2010.05.07., DINPI; Lóhegyi-patak, 2010.05.07., DINPI; Piroska-hegy Ny-i oldala, 2009.11.15., VL;

Letkés: Nagy-Galla, 2009.03.29, DINPI;

Márianosztra: Öregkapás, 1958-1960, SZABÓ 1960; Brjéska-bánya, 2009.03.29, DINPI;

Nagybörzsöny: Lóhegy-patak völgy, Malom-völgy, 1958-1960, SZABÓ 1960;

Nagybörzsöny: Rózsa-hegy csúcs, 1995.05.18., VARGA 1995; Rózsa-hegy, bánya-patak völgye, 1995.05.18., VARGA 1995; Altáró, 1995.05.19., VARGA 1995; Kis-Hideg-hegy észak-keleti oldala, 1995.05.19., VARGA 1995; patakpart, 2009.04.17, VL; Magyar-völgy, 1999.04.09, VL; Nagy-Pogány-hegy, 1998.07.11., VL; Kereszt-völgy, 2010.04.30., VL; Kis-Király-rét közelében, 2010.05.30., VL;

Perőcsény: Hamuház-Fekete-kút közötti kis kút, Fekete-völgy, 1959.07.09., MTM; Fekete-kút, 1958-1960, SZABÓ 1960; Fekete-kút és Hamuház közötti forrás, 1958-1960, SZABÓ 1960; Kurucbérc alatt, Nagyrét, Kis-kút, 1958-1960, SZABÓ 1960; Drinó-völgy, 1993-1996, PUKY 1996; Drinó-patak völgye, 1984, VARGA 1995; Fekete-völgy, 1993-1996, PUKY 1996; Szarvaskő közelében, 2009.06.06., VL; Szecskő-bérc, 1999.04.24., VL; Dosnya-nyereg, 1998.06.27., VL;

Szokolva: Csóványos és környéke, FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943; 1958-1960, SZABÓ 1960; Lukács szállási táró, 2005.02.08, 2006.02.16, 2007.02.13, 2008.01.15, DINPI; vashánya, 2006.12.15, 2007.02.13, 2008.01.15, DINPI; Nógrád-úti hevélyuk, 2007.02.13, DINPI; 2008.11.05, DINPI; Szén-patak, 2010.05.07., DINPI; Nagyvasfazék-patak, 2010.05.07, DINPI; Bagolybükki-patak, 2010.05.07., DINPI; Forrás, 2010.05.07., DINPI; Deszkametsző-völgy, 2010.05.07., DINPI; Bacsina-völgy, 1993-1996, PUKY 1996; Királyrét, 2006.05.23., VL; Királyrét fölött az úton, 2009.04.13., VL; Királyrét, parkoló, 2005.03.28., VL; Királyréti út, 2009.04.27., VL; Pap-hegy, Tar-Péter-hegy, 2009.03.29., 2004.05.22., VL; Korom-bérc, Nagy-Hideg-hegy, Égés-bérc, 2007.05.06., VL; Királyrét-Cseresznye fa parkoló között, 2007.03.24., VL; Inóci-bányával szemben, 2007.03.24., VL; Kastélyszálló küszöb, 2008.10.30., VL; Kisinóc, 2009.04.27., VL; Játsszótér melletti patak, 2009.07.18., VL; Nacsagromi-árok, 2010.03.31., VL; Nacsagromi-árok oldalában, 2009.11.07., VL; patak völgyben, 2009.10.30., VL; Kormos-forrás, 2010.05.01., VL; Szén patakban a p-z turistaut hídja mellett, 2010.05.08., VL; Királyrét, Nagy-Vasfazék-patak, 2010.03.26. KI;

Verőce: Medveküti-árok, VARGA 1995; magyarkút, 2010.04.02., VL;

Cserhát:

Alsótold: Felső-kút, 2005.04.10., HK; Alsó-Szurdok, 2007.04.22., HK;

Bér: Bér-patak, 2006.04.16., HK;

Buják: Bogrács-árok, 2006.04.20., HK; Egidius-forrás és Selyem-árok, 2009.05.03., HK; Bujáki-patak, 2010.04.12., HK; Mész-hegy, 2010.04.14., HK; Selyem-rét, 2010.04.14., HK; Szenté-árok, 2010.04.14., HK; Szilos, 2010.04.14., HK; Virág-patak, 2010.04.14., HK; Keselyrét, 2010.05.02., HK;

Cserhátszentiván: 1944, MTM-EA; Szuha-patak-völgye, 2006.05.14, 2009.10.18, BNPI;

Ecseg: Zsunyi-patak-völgye, 2006.05.17, BNPI; Szuha-patak-völgye, 2006.08.20, 2009.08.04, BNPI; Cserkúti-patak, 2006.08.20., HK; Hármass-forrás és Zsunyi-patak, 2006.08.20., HK;

Felsőtold: Szurdok-völgy, 2006.05.12., HK; Garábi-patak, 2010.04.26., HK;

Garáb: Garábi-patak-völgye, 2006.05.14, BNPI; Garábi-patak, 2010.04.26., HK; Klátyik-tanya melletti patak, 2010.04.28., HK; Lilla-forrás, 2010.04.28., HK;

Herencsény: Egres, 2006.05.07, BNPI; Szuha-patak-völgye, 2007.08.24, 2008.06.05, BNPI; Arethusá-forrás, 2008.05.05., HK; Bükk-hegy lábánál folyó patak, 2010.03.31., HK;

Hollókő: Vár-kút patakja, 2010.05.10., HK; Hollókői-patak, 2010.05.10., HK;

Kozárd: Rovenka, 2006.05.12, BNPI; Mérges-patak és mellékvei, 2009.04.11., HK;

Pogány-vári vízműs, 2009.04.11., HK;

Kutasó: Büdös-kút alatti patak, 2010.04.29., HK;

Litke: Bükk-alja-erdő, 2010.04.30., HK;

Mátraszőlős: Szamár-patak-völgye, 2007.12.07, BNPI; Függő-kő-völgy, 2005.04.10., HK; Kacsany-völgy, 2005.04.10., HK; Szamár-patak, 2005.04.10, HK;

Nagybárkány: Hármashatár-hegy, 2010.05.17., JM;

Nógrádsípek: Dobos-kúti-tető, 2006.04.14, BNPI; Malom-völgy, 2006.04.23, 2007.08.16, 2008.05.09, 2009.07.09, BNPI; 2008.04.26., HK; Madarász-völgy, 2007.04.25, BNPI; Orom-part, 2007.05.05, BNPI; Málna-bérc, 2007.05.05, BNPI; 2008.08.28, 2009.06.19, BNPI; Málna-hegy, 2008.04.26., CSSZ, 2009.08.04, BNPI; Ebakasztó, 2007.06.01, BNPI; Város-berek, 2006.04.23, 2007.08.22, 2008.04.18, 2009.08.04, BNPI; Dobos-kúti-tető, 2008.05.31, 2009.03.30, BNPI; Dobos-kút, 2009.03.30., CSSZ; Kőszál, 2008.04.26., HK; Kőszál-hegy, 2009.04.14, BNPI; Hideg-oldal, 2008.04.26., CSSZ; Huta-patak, 2008.04.26., HK; Kis-Kőkapu, 2008.04.26., CSSZ; Rimóc-sípeki-patak völgye belterületen, 2008.04.26., HK;

Rimóc: Kőszál-hegy, 2008.04.18, BNPI; Mély-árok, 2008.07.03, BNPI; Biatosi-tó, 2008.04.26., CSSZ; Mély-árok, 2008.07.03., CSSZ;

Szanda: Gyurinka-völgy, 2007.11.07, BNPI; Ravasz-hegy, 2006.04.28., HK;

Karancs-Medves:

Karancsalja: Kercseg-patak, 2010.04., LI;

Karancsberény: Nagy-arany-hegy, 2007.09.11, BNPI, 2010.04., HK; Sátorosi-patak, 2010.04., HK;

Karancslapujtó: 1958-1960, SZABÓ 1960; Vaskapu-patak, 2010.04., HK; Akó-bérc, 2010.04., HK;

Salgótarján: Farkasbúkk, DELY 1966; Szarufa-völgy, 2005.05.17, 2008.06.10, BNPI;

Szilvás-kő, 2006.05.12, BNPI, 2010.04., LI; Kercseg-patak, 2010.04., LI; Rónai-lapos, 2010.04., LI; Vaskapu-patak, 2010.04., LI; Bozfas-patak, 2010.04., LI; Sátoros-patak, 2010.04., LI; Lörinc-oldali forrás, 2010.04., LI; Zagyva felső folyása, 2010.04., LI;

Ickós-kút, 2010.04., LI; Somoskőújfalú, 2009.04.19., VL;

Mátra:

Bátonyterenyé: Semereg-szoba, 2005.04.22, BNPI; Lengyendi-patak, 2006.04.25, BNPI;

Bec-kút, 2006.05.06, BNPI; Bec-kút K-i oldal; Medve-patak, 1977.08.02., SOLTI & VARGA 1981; Bec-kút É-i oldal, 1977.08.02., SOLTI & VARGA 1981; Gaskó, 2007.05.31, BNPI, 2010.05.13., HK; Semereg-szoba, 2005.04.22., HK; Bec-kút, 2005.05.06., HK; Nádas-tó, 2010.05.12., HK; Dorogházi-vadászház, 2010.05.12., HK; Sebestyén-vár, 2010.05.13., HK; Búdös-kút, 1977.07.21., SOLTI & VARGA 1981; Mézes-kút, 1977.08.03., SOLTI & VARGA 1981;

Domoszló: Závóz-völgy, 2010.05.03., MG; Oroszlánvár É. Vár-kút környéke, 1976.06.23., SOLTI & VARGA 1981; Domoszlói kapu, 2009.05.30, VL;

Gyöngyös: 2009.10.18, VL; Kékes, 1943, MTM-EA; Vizes-Kesző, 2007.10.22., MG; 2008.06.25, BNPI; Rákóczi-forrás, 2010.04.20., MG; Honvéd Üdülő, 2010.05.13., HK; Kékestetői-tó, MTM; Csatorna-patak, 1975.10.15., SOLTI & VARGA 1981; Vörösmarty turistaháztól DK-re kb. 0,7 km, 1989.09.28., VARGA 1995; Ördögforrás, 1978, SOLTI & VARGA 1981; Bukfenc-kút, 1987, VARGA 1995; Mátrafüred, Nagy-állás-kút, 1987, VARGA 1995; Sástó, kőbánya, 1987, VARGA 1995;

Gyöngyöspata: Szarvas-bérc, 2006.05.19., HK, 2007.06.08, BNPI; Zám-patak-völgye, 2008.06.25, BNPI; 2008.06.25., MG; Ólom-tető, 2010.04.20., MG; Nyelvelő-bérc, 2010.05.05., MG; Rédei-Nagy-patak, 2010.05.13., MG; Vörös-kő-bérc, 1989.09.12., VARGA 1995;

Gyöngyössolymos: Nagy-Hidas-völgy, 1977.07.28., SOLTI & VARGA 1981; Nagy-Hidas-bérc, 2008.05.21., MG, 2008.09.26, BNPI; Farkas-kő, 2010.05.03., HK; Görgő-bükk, 2010.05.03., HK; Csór-hegy, 2010.05.13., HK; Károly-vágás, 2010.05.13., HK; Angic-forrás, 2010.05.13., HK; Nyestetvár, 2010.05.13., HK; Nyírjes-bérc, 2010.05.13., HK; Nyírjes-folyás, 2010.05.13., HK; Hatókör-ura-folyás, 2010.05.13., HK; Rudolf-tanya, 1983.10.13., MTM; 1976.06.03., SOLTI & VARGA 1981; Lajosháza, 1977.06.16., SOLTI & VARGA 1981; Mogyorósrórom, 1978.04.05., SOLTI & VARGA 1981; csőrreki bekötőút, 1978.06.26., SOLTI & VARGA 1981; Monostor-patak völgye, 1978.07.11., SOLTI & VARGA 1981; Útépítők-forrása feletti vízműsítés, 1991.06.26., VARGA 1995; Kis-Hidas folyás, 1992.03.25., VARGA 1995; Sástótól nem messze, patakban, 2009.04.13, VL; Galyatető, Péter-hegyese É-i orma, 1987, VARGA 1995; Sástó és a Farkas-rét között, 1987, VARGA 1995; Szalajkaház és Mátraszentimre között (az Árnýék-bérc után) a gyalogúton, 1987, VARGA 1995;

Gyöngyöstarján: Ördög-oldal, 1986.05.01., VARGA 1995; Bacsó-forrás, 1990.07.31., VARGA 1995;

Kisnána: Tarnóca-patak kiöntése, árok a műúti hídnál, 1977.06.02., SOLTI & VARGA 1981;

Markaz: Tarjánka-völgy, a szurdok bejáratától 600 m-re, 1989.10.18., VARGA 1995;

1995.07.24, VL; Tarjánka-völgy, 1987, VARGA 1995;

Mátraháza: Vörösmarthy turistaháztól DK-re 800 m, 1989.09.28, MM;

Mátrakeresztés: Böske-forrás, 2010.04.06., HK; Csókakő, 1989.09.28, SB; Som-bérc, 2006.04.25, BNPI; Csörgő-völgy, 2006.05.14, BNPI;

Mátraszentimre: Bárány-kő, 2006.05.14, BNPI; Tugár, 2006.05.14, BNPI; Som-tető-oldal, 2006.05.14, BNPI; Tugár, 2006.05.14, BNPI; Csörgő-völgy, 2006.05.14, BNPI, 2006.05.14., HK; Darázs-kút-oldal, 2007.10.25, BNPI; Gedeon-patak-völgye, 2008.05.09, BNPI; Galyatető belterület, 2010.05.13., HK; Bagolyirtás, 2010.05.13., HK; Fallóskút; Petőfi-forrás, 2010.05.13., HK; Darázs-hegy, 2010.05.13., HK; Harasztos-bérc, 2010.05.13., HK; Nagy-völgyi-patak, 2010.05.13., HK; Szamárkő, 1975.06.30., SOLTI & VARGA 1981; Vándorforrás, 1975.06.30., SOLTI & VARGA 1981; Csörgőpatak-völgy, 1976.07.26., SOLTI & VARGA 1981, 2008.10.14, VL; Fiúsom-patak, 1977.07.16., SOLTI & VARGA 1981; Ágasvár D-i oldal, 1977.08.01., SOLTI & VARGA 1981; 2009.09.10, VL; Galyatetői turistaösvényen, 2009.07.25, VL; Ágasvári turistaház és a Csörgő-patak-völgy közötti szakaszon, 1986, VARGA 1995; Mátraalmástól Rudolftanya felé 1-1,2 km, 1986, VARGA 1995; Mátraalmás, Szabó-vágás, a műútnál, 1987, VARGA 1995;

Mátraterenyé: Heténye-árnýék, 2010.05.12., HK;

Parád: Som-bokor, 2008.04.26, BNPI, 2008.04.23., MG; Pisztrángos-tó, 1989.09.28., VARGA 1995; 2009.04.23, BNPI; Ördög-gátak, 2010. 05.03., MG; Rózsaszállástól ÉK-re patak völgye a műút mellett, 1977.08.04., SOLTÍ & VARGA 1981; Ilona-völgy, 1978.11.10., SOLTÍ & VARGA 1981, 1988.06.27., VARGA 1995; Ilona-völgy, Ördög-gátak, 1989.06.27., VARGA 1995; Kékes, 2009.09.04, VL; Ilona vízesés, 2009.09.10, VL; Ilona-völgy, 2004.05.30, VL; túrsta út Csevice forrás - Ilona vízesés között, 2009.10.25, VL;

Parádsasvár: patak völgy, 1991.01.09, MM; 1977.07.21., SOLTÍ & VARGA 1981; DK-re 500m, patak a műt mellett, 1977.08.04., SOLTÍ & VARGA 1981; Télizöldes, Veszes-patak, 1991.01.09., VARGA 1995; patak völgy, 1991.01.09, MM;

Pásztó: Csalárda-bérc, 2006.05.23, BNPI; Hasznosi-víztároló, 2008.04.26, BNPI; Ólom-bérc, 2008.06.25, BNPI; Templom-völgy, 2008.09.26, BNPI; Csóka-kő, 2009.03.20, BNPI; Kő-bérc, 1999.05.08., HK; Csatárda-bérc, 2006.05.23., HK; Mátrakeresztés belterület, 2010.04.15., HK; Ördög-patak, 2010.04.20, HK; Tó-réti-patak, 2010.04.20, HK; Tót-hegyes, 2010.05.05., MG; Hárs-kút, 2010.05.05., MG; Muzsla Ny., kis völgy az üdülőtelkek fölött, 1977.06.24., SOLTÍ & VARGA 1981; Nagy-völgyi-patak, 1977.07.03., SOLTÍ & VARGA 1981; Békás-tótól 600-re Ny-ra, 1978.04.01., SOLTÍ & VARGA 1981; Kis-Tölgyes-bérc, 1989.08.16., VARGA 1995;

Sirok: vasútállomás, 1977.06.02., SOLTÍ & VARGA 1981;

Szuha: Galga-vári-patak, 1977.07.07., SOLTÍ & VARGA 1981; Mátraalmási-patak a Galgavári-patak torkolatától É-ra, 1977.07.07., SOLTÍ & VARGA 1981; Mátraalmási-patak völgye, 1977.07.07., SOLTÍ & VARGA 1981; Mátraalmás Bem u. 26., 2010.06.21, VL;

Szurdokpüspöki: Diós-patak, 2010.04.20, HK, 1975.03.28., SOLTÍ & VARGA 1981, 1988, MM; Szurdokpüspökítől ÉK-re, 2010.03.23, VL; a hegység Ny-i lábánál, 1987, VARGA 1995;

Tar: Csevice-völgy, 2006.06.12, BNPI; Szalajka-patak, 1978.07.19., SOLTÍ & VARGA 1981; a hegység Ny-i lábánál, 1987, VARGA 1995;

Bükk:

Bánhorváti: 1927-1960, Boldogh 2008;

Bélapátfalva: 1927-1960, Boldogh 2008;

Bükkzentkereszt: Nagy-Kerek-hegy, 2006.03.31, 2007.03.22, BNPI; Nagy-Tokárnya, 2006.05.01, BNPI; Vivrát-hegy, 2006.05.03, 2008.04.23, BNPI; Hollós-tető, 2006.05.06, 2007.05.16, 2008.06.16, BNPI; Béla-völgy, 2006.05.12, BNPI; Szarvas-kút-gerinc, 2006.05.12, 2007.04.25, BNPI; Nagy-dél-hegy, 2006.05.18, BNPI; Szarvas-kút-laposa, 2006.06.27, BNPI; Orosz-kút, 2006.07.07, BNPI; Százaz-Szinva-tető, 2007.04.13, 2008.05.22, BNPI; Belterület-rókafarm, 2009.06.30, BNPI; Rejteki-kőfülke, DELY 1996;

Bükkzsérc: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Mogyorós, 2006.03.16, BNPI; Nagy-Tölgyes-orom, 2006.05.12, BNPI; 2007.04.06, VL; Odor-hegy, 2004.10.15., VL; Hárs-kút, Dely 1996;

Cserépfalu: Hór-völgy, Ósza, 1982.09.16., MTM, 2007.06.13., VL, 2009.06.06, VL; BNPI kutatóház, DELY 1996;

Cserépváralfa: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Dédes: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Dédestapolcsány: Dédesi-vár, 2006.06.20, BNPI;

Eger: Berva-patak, DELY 1996;

Felsőtárkány: 1927-1960, BOLDOGH 2008; 2010.06.03., VL; Oldal-völgy, 2006.04.26, BNPI; Kis-Herci, 2006.08.29, BNPI; Öserdő, 1981.05.05., MTM; Tar-kő, 1981.08.28., MTM; Felsőtárkánytól É-ra az úton, 2005.05.04., VL; Vörös-kő, 2010.06.04., VL; Lőki-patak, DELY 1996; Sáfár-kút, DELY 1996; Fekete len, DELY 1996; Pes-kő-rét, DELY 1996; Petényi Salamon-barlang, DELY 1996;

Görömböly: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Hámor: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Kács: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Kisgyőr: Melegvíz-lápa, 2006.03.31, BNPI; Ásottfa-tető, 2006.04.26, BNPI; Hársas-tető, 2006.05.03, BNPI; Hársas-lapos, 2006.05.18, BNPI; Nagy-fertés, 2006.05.24, BNPI; Béni-völgy, 2007.06.10, BNPI; Geszti-rakotttyás, 2007.07.03, BNPI; Kis-két-tető, 2008.05.28, BNPI;

Lillafüred: 1927-1960, BOLDOGH 2008, Dely 1996;

Mályinka: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Nyár-éj-hegy, 2006.05.06, BNPI; Alsó-Nyár-éj-hegy, 1999.05.08, BNPI; Szentlélek-hegy, 1999.06.06, BNPI; 2000.03.25, 2006.04.24, BNPI; Szilas-fő, 2005.05.28, 2006.05.18, BNPI; Csikorgó, 2006.07.13, BNPI; Csikorgó-lápa, 2006.04.02, 2007.04.25, BNPI; Cakó-hegy, 2006.04.26, BNPI; Nagy-kanyar-oldal, 2006.05.03, BNPI; Harica-oldal, 2006.05.06, BNPI; Nagy-kanyar-oldal, 2006.06.18, BNPI; Szentlélek-hegy, 2006.06.29, 2007.07.12, 2008.05.21, BNPI; Torma-oldal, 2006.06.30, BNPI; Buzgó-kő, 2007.08.17, BNPI; Deregván-rét, 2007.10.27, BNPI; Verebce-vár, 2008.06.02, BNPI; Nagy-Katicány, 2008.06.16, BNPI; Ördög-oldal, 2008.06.23, BNPI; Bartos-kő-bérc, 2008.06.25, BNPI; Csondró-völgy, 2008.06.25, BNPI; Hollókő-lápa, 2005.05.05., 2007.08.02., VL; Ámor-forrás, 2009.11.07, VL;

Miskolc: 1934.06., MTM-EA; Háromkúti-szikla közelében, 1952, MTM-EA; Bolhás-patak, DELY 1966; Tekergő, 2006.04.20, 2008.05.21, BNPI; Tekergő-kő, 2006.04.20, 2008.05.21, BNPI; Száraz-tó-völgy, 2006.04.20, 2008.05.13, BNPI; Hárs-kút, 1990, PETROVICS et al. 1995; 2006.05.18, 2008.05.21, BNPI; Farkas-nyak, 2006.06.28, BNPI; Nagy-Kökötő, 2006.07.07, BNPI; Vidróczky-kő, 2007.05.17, BNPI; Heteméri-sziklák, 2007.05.25, BNPI; Lencsés, 2007.05.31, BNPI; Nagy-Hárs, 2007.08.07, BNPI; Magos-kő, 2007.08.17, BNPI; Csókás-kút, 2008.05.21, BNPI; Száraz-völgy, 1981.09.16., MTM; Sebes-víz völgye, 2007.07.10., 2010.04.05., VL; Sebeztvíz barlang, 1990, PETROVICS et al. 1995; erdei ősvény, 2008.08.12., VL; Sebeztvíz környéki keréknyom pocsolják, 1990, PETROVICS et al. 1995; Sebeztvíz, Alsó-tó, 1990, PETROVICS et al. 1995; Szuszogó, 2009.10.10., VL; Felső-forrasi barlang alatti forrás, 2009.10.10., VL; Anna barlangnál, vizesésnél, 2010.06.21., VL; Bolhás, DELY 1996; Bolhás-patak, DELY 1996; Csipkés-kút, DELY 1996; Disznós-kút, DELY 1996; Lencse-forrás, DELY 1996; Miskolctapolca, 1927-1960, BOLDOGH 2008, DELY 1996;

Mónosbél: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Nagyvisnyó: Elza-lak környéke, 1957.05.29-06.04., MTM, DELY 1996; Pados, 2006.06.14, BNPI; Nagy-völgy, 1981.09.15., MTM; Taró-fő, 1985.07.12., MTM

Parasznya: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Béka-tó, 1958.08.13., SZABÓ 1959, DELY 1996;

Csókási-víznyelő, 2006.05.18, BNPI; Vidróczky-kő, 2006.08.14, BNPI; Solyom-kút, 2006.08.27, 2008.04.18, BNPI; Kis-kaszás, 2007.05.21, BNPI; Csókási-víznyelő, 2007.06.06, BNPI; Kovács-kő, 2006.07.17, BNPI, 007.08.07, 2008.05.19, BNPI; Vidróczky-kő, 2008.07.21, BNPI; Andó-kút, DELY 1996;

Répáshuta: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Köves-Várad, 2006.03.31, BNPI; Kakukk-tető, 2006.04.26, BNPI; Nagy-fertő, 2006.05.12, 2008.04.17, BNPI; Pongor-lyuk-tető, 2006.05.23, BNPI; Balla-völgy, 2006.06.28, BNPI; Nagy-fertő, 2006.06.28, 2008.04.07, BNPI; Pongor-lyuk-tető, 2006.07.19, BNPI; Tamás-bérc, 2007.04.06, BNPI; Köves-Várad, 2007.05.21, BNPI; Vince Pál, 2007.05.25, BNPI; Hór-völgy, 2007.08.17, BNPI; Kakukk-bérc, 2007.08.24, BNPI; Kakukk-tető, 2008.04.17, BNPI; Kakukk-órom, 2008.05.21, BNPI; Köves-Várad, DELY 1996, 2009.03.31, BNPI; Balla barlang, 2010.07.17., VL;

Szilvásvár: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Szikla-forrás, 1989.04.29., VARGA 1995, 2010.04.25., VL; 2009.11.07., VL; Szalajka-völgy, 2010.04.06., VL; Erdei múzeumnál, 2010.04.25., VL; 2010.05.14., VL; Istálló-kő, DELY 1996;

Tardona: Tardona-patak, 1994, SZENTGYÖRGYI & VIZSLÁN 1994 ;

Úppony: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Varbó: 2009.05.02., VL; Hideg-völgy, 2006.04.03, BNPI; Hideg-víz-oldal, 2006.06.28, 2007.01.18, BNPI; Harica-völgy, 2006.05.18, 2007.05.22, BNPI; Főnagyság, 1994, SZENTGYÖRGYI & VIZSLÁN 1994, 2006.05.18, BNPI; Térbikk, 2006.07.26, BNPI; Tizes-bérc-tető, 2008.04.17, BNPI; Gyurkó-tető, 2008.06.25, BNPI;

Aggteleki-karszt:

Aggtelek: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Kecő-patak, 1996.07.09.23., ANPI, 1994.08.12, GUBÁNYI 1999; Kecő-völgy, 1994.08.12., ST, 1996.07.09.23., CSK; Kecő-völgy felső szakasza, 2009.05.31, VL; Szelcepuszta, 1988.05.27, GUBÁNYI 1999; Ménes-völgy, 1996.10.19, GUBÁNYI 1999; Lőfej-forrás, 1997.10.28., GUBÁNYI 1999; 1988.01.21., MTM;

Bódvarákó: Mile-hegy, 1980.05.28, GUBÁNYI 1999; Pusztá mile, 1980.06.28., 1983.04.18., ST;

Bódvaszilas: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Barlangkutató-forrás, 1997.07., GUBÁNYI 1999; 2010.05.22, VL; Szénhely-forrás, 1997.07., GUBÁNYI 1999;

Derenk: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Edelény: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Égerszög: Szabadság-barlang, 1986.08.12., ST; közel a Szabadság-barlanghoz, 1986.08.12, GUBÁNYI 1999; Kecse-kút, 1997.07., GUBÁNYI 1999;

Fáj: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Jósvafő: 1927-1960, BOLDOGH 2008; 2005.11.07., ANPI; Tengersizem, 1989.11.19., MTM, 1991.05.21., ST, 1996.07.09.23., 2002.04.19.20., 2003.03.14.15., 2006.04.11., 2007.03.11., ANPI, 2010.07.08., VJ-SZK; 1986.08.19, GUBÁNYI 1999; 2009.06.06, 2010.02.27, VL; Tengersizem-tó, 1989.11.19., MTM, 2001, KISS et al. 2001, 2002.04.26-27., KISS et al. 2002, 2003.03.14-15., KISS et al. 2003, 2008.03.21., KISS et al. 2008, 2008.04.24, VL; Tengersizem-tó menti erdőben, 2007.04.26, VL; Tengersizem mellett, 2000.11.14, VL; Tengersizem Szálló környete, 1977.03. 27., KI; Tengersizem Szálló, 1986.08.24, GUBÁNYI 1999; Tengersizem Szálló épülete fölött a hegyoldalon, 2009.05.31, VL; Jósva, 2006.10.11., ANPI; Farkas-lyuk, 2006.11.22., 2008.10.15., 2009.10.27., ANPI; Törőfej-völgy, 2007.02.13., 2008.03.10., 2009.02.03., ANPI; Belterület, 2007.02.14., ANPI; Köves-bérc, 2007.10.19., ANPI; Kecő-völgy, 1996.07.09.23., CSK; Nagy-Tohonya-forrás, 1996.07.09.23., CSK; Jósva-forrás, beton csatorna, 1986.08.28, GUBÁNYI 1999; Jósva-patak, 1987.08.09, GUBÁNYI 1999; Tohonya-patak alsó folyása, 1988.01.20, GUBÁNYI 1999; Kuriszlán, 1994.09.08, GUBÁNYI 1999; János-völgy, 1997.07., GUBÁNYI 1999; Baradla-barlang bejárata, patak mel-

lett, 2006.04.12., MTM; Karácsony-völgy, 1986.06.17., ST; Szelce-völgy, 1988.05.27., ST; 1994.09.08., ST; Jósavfő-Aggtelek út mentén, 2009.06.06, VL; Tohonya-patak, 1997.07., GUBÁNYI 1999; Tohonya-patak mentén, 2008.05.07, VL; Kecse-völgy, 2009.05.31, VL; Fürkész ösvény bejárata, 2009.09.06, VL; 2009.11.09, VL, 2009.11.13, VL; Villa Negra mellett, 2009.10.24, VL;

Kazincbarcika: Tardona: Billa-táró környéke, 1994, SZENTGYÖRGYI & VIZSLÁN 1994;

Kelemér: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Martonyi: Kis-Rednek-völgy, 1981.06.13, ST; Bükk-völgy, 1994.06.24, ST; Pálos kolostorrom, 1994.06.23., ST;

Perkupa: Bodzás-kút, 2008.05.15., ANPI; Bódva-patak kiöntése, 1981.06.15, GUBÁNYI 1999; Mész-völgy, 1984.04.29, GUBÁNYI 1999, 1986.04.29., ST; Bereki-holtmedrek, 1981.06.15., ST;

Putnok: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Ragály: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Serényfalva: Kelemér: halastavak, 1994.05.30, ST;

Szalonna: 1927-1960, BOLDOGH 2008; kolostorrom, 1994.06.23, GUBÁNYI 1999;

Szin: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Kopolya-forrás, 1997.09.12., GUBÁNYI 1999, 2009.09.07, VL;

Szinpetri: Bolyamér-völgy, 1996.07.09.23., CSK; Kopolya-völgy, 1996.10.18, GUBÁNYI 1999;

Szögliget: Hideg-oldal, 1998.06.04., 2006.05.02., ANPI; Hideg-kút, 2010.07.09., VJ-SZK; Nagy-Bene-bérc, 2002.04.26., 2008.06.07., ANPI; Zúgó alatt, 2005.04.13., ANPI; Zúgó-forrás, 2005.04.13., ANPI; Ménes-oldal, 2002.05.27., ANPI; Ménes-völgy, 1997.07., GUBÁNYI 1999, 2005.04.13., 2006.03.14., 2007.07.29., 2008.05.06. ANPI, 2009.04.03, VL; Ménes-patak, 1997.07., GUBÁNYI 1999; Kecskés-völgy, 2005.04.13., ANPI; Lakatos-forrás, 1997.07., GUBÁNYI 1999, 2005.05.05., ANPI; Kőpus-forrás-völgy, 2005.07.13., ANPI; Szalamandra-ház fölött, 2008.09.10, VL; Szalamandra háztól induló piros jelzésen, 2010.05.22, VL; Kútfej-völgy, 2007.05.14., ANPI; Lizina-forrás-völgy, 2007.05.26., ANPI; Patkós-völgy, 2008.05.01., ANPI; Vár-bükk, 2008.06.07., ANPI; Verő-oldal, 2008.07.09., ANPI; Mocsolya-völgy, 2008.05.14., ANPI, 1995.06.28., CSK; 1996.07.09.23., CSK; Csurgó-forrás, 1997.07., GUBÁNYI 1999; Szádvár, 1994.06.01., ST;

Szőlősdárd: 1994.06.26., ST;

Teresztenye: Domolaházi-hegy, 2002.06.06., ANPI; Kecse-kút, 2005.04.19., ANPI; Almás-völgy, 1997.07., GUBÁNYI 1999; Gyertyán-kút, 1997.07., GUBÁNYI 1999; Kecse-kút-völgy, 1997.07., GUBÁNYI 1999;

Tornakápolna: Kecse-kúti-völgy, 2005.04.19., ANPI; Mély-völgy, 2005.04.19., ANPI;

Tornanádaska: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Zemplén:

Abaujszántó: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Hideg-völgy, 2009.11.07, VL;

Alsóberecki: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Alsóregmec: OKT útvonalán, 2009.09.11, VL;

Baskó: Blaskó-kút, 2007.04.08., ANPI;

Boldogkőújfalú: Csurgó, 2005.10.23., MTM, 2010.07.09., VJ-SZK;

Boldogkőváralja: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Bartus, 2008.09.02., ANPI; Tekeres-patak mentén, 2007.04.08., 2009.04.05., VL; Tekeres-patak völgye, Blaskó-kút forrás vidék, 2007.04.08., KISS et al. 2007; 2008.03.22., KISS et al. 2008; 2009, KISS et al. 2009;

Bózsza: Szuha-völgy, 2006.07.08., HEGYESSY 2006;

Erdőbénye: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Mély-patak, 1997.07.14., HEGYESSY 2006; Lőcse-tanya feletti völgy, 1997.08.19., VL;

Fony: Borsó-hegy környéke, 2009.07.20., VL; Borsó-hegy oldala, 2010.06.27., VL; Fekete-kő környéke, 2010.07.05., VL;

Füzér: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Vár-forrás, 2005.05.23., HEGYESSY 2006; Füzértől északra, 2009.05.11., VL; 2009.10.05., VL; Hidegkút-forrás, 2010.06.26., SZK-SK;

Füzzéradvány: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Gönc: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Háromhuta: Mária-kút, 2002.06.05., ANPI; István-kút, 1992, VARGA 1995, 2005.08.08-14., ANPI, 2000.07.26., 2001.06.22., HEGYESSY 2006; Flórika-forrás, 2001.07.10., HEGYESSY 2006, 2006.05.08., 2008.04.06., VL, 2010.07.10., VJ-SZK; Újhuta felett a kék jelzés mellett az úton, 2010.03.27., VL; 2008.04.06., VL; Szpalanyica-völgy, 2010.05.05., VL;

Hollóháza: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Kishuta: Sátor-hegység, Kemence-patak környéke, 1957.05.13-19., MTM; Akasztó-völgy, 1997.05.19., ANPI; Kemence-patak, 1982.11.14., 1983.11.15., MTM;

Korlát: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Kovácsvágás: 1927-1960, BOLDOGH 2008;

Középhuta: Zoltán-forrás, 2010.07.10, VJ-SZK;
Kőkapu: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Lászlótanya: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Makkoshotyka: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Mikóháza: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Málnás-völgy, 2005.09.11., HEGYESSY 2006;
Mogyoróska: Bükköske, 2009.06.28., ANPI;
Nagybózsva: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Nagyhuta: Sátor-hegység, Kemence-patak környéke, 1957.06.01-02., MTM; Felső-Határ-völgy, 1991.01.01., ANPI; Solymos, 1991.01.01., ANPI; Kőkapu, 2003.06.05., ANPI; 1981.06.10., HEGYESSY 2006; Kis-Som-tető, 1998.06.26., HEGYESSY 2006; Nagy-Gereben, 2001.06.18., HEGYESSY 2006; Kávás-kúti-völgy, 2003.06.05., HEGYESSY 2006; Málnás-völgyi kő, 2009.10.28., VL; Komlóska-patak és mellékágai, 2006.04.11., VL; Vadászkapu vendégház, 2007.06.15., VL;
Nyíri: Vörös-víz-patak, 2000.04.22., HEGYESSY 2006;
Óhuta: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Pálháza: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Regéc: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Sátor-hegység, Kő-kapu, Csemetéskert utáni Ördög-árok részen, 1958.06.12-13., MTM; Ördög-völgy, 1991.01.01., 2001.06.18., ANPI, 1987.09.10., HEGYESSY 2006; Vajda-völgy, 1988.09.15., 1992.11.08., HEGYESSY 2006; Rostalló, 2000.07.26., HEGYESSY 2006; Csaponta-forrás, 2001.07.29., HEGYESSY 2006; Daru-forrás, 2003.06.27., HEGYESSY 2006; Komlóska-patak, 2006.04.12., VL;
Sáropatak: Szénégető-völgy, 1998.05.18., HEGYESSY 2006;
Sátoraljaújhely: 1927-1960, BOLDOGH 2008; 1997.04.27., 2002.04.30.; Szénégető-völgy, 2005.06.19., HEGYESSY 2006;
Széphalom: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Telkibánya: 1927-1960, BOLDOGH 2008; Király-hegy, 2007.04.28., ANPI; Mátyás király kútja, 2000.04.22., HEGYESSY 2006; Gönci-patak völgye, 2010.08.20., VL;
Tokaj: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Tolcsva: 1927-1960, BOLDOGH 2008;
Újhuta: 1927-1960, BOLDOGH 2008; patak, 2010.07.10., VJ-SZK;

Kommunális szennyvíz ökototoxicitásának becslése lapos tavikagyló (*Pseudanodonta complanata*) lárváival

KOVÁTS NÓRA¹, NASSR-ALLAH ABDEL-HAMEID², ÁCS ANDRÁS¹, KÁRPÁTI ÁRPÁD³
és PAULOVITS GÁBOR⁴

¹Pannon Egyetem, Limnológiai Tanszék, 8200 Veszprém, Egyetem u. 10. E-mail: kovats@almos.uni-pannon.hu

²Benha Egyetem, Zoológia Tanszék, Benha, Egyiptom, Pf. 13518

³Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, H-8200 Veszprém, Egyetem u. 10.

⁴MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, H-8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3.

Összefoglalás. A festőkagylók (Unionidae) családjába tartozó fajok populációnak világméretű csökkenése figyelhető meg, részben éppen kommunális szennyvíz okozta mérgezések miatt. Vizsgálatunkban a lapos tavikagyló (*Pseudanodonta complanata*) kajmacsos lárváival (*glochidium*) becsültük a nyers kommunális szennyvíz toxicitását, a teszt végpontja 24 órás expozíciós idővel a lárvák mortalitása volt. Ellenőrző jelleggel elvégeztük a szabványos nagy vízibolha (*Daphnia magna*) mobilitásgátlás tesztet is. Azt tapasztaltuk, hogy a *P. complanata* lárvák lényegesen magasabb érzékenységet mutattak, a hígítatlan szennyvíz százalékában kifejezett EC₅₀ értékük 11,1% volt, szemben a *D. magna* teszt során kapott 36,5%-os értékkel.

Kulcsszavak: szennyvíz, ökototoxicitás, *Pseudanodonta complanata*, *glochidium*.

A szennyvizek toxicitásának minősítésére olyan tesztrendszer javasolt, amelyben az egyes tesztek a befogadó élővíz, ökoszisztéma trofikus szintjeit, főbb funkcionális elemeit vannak hivatva reprezentálni. A környezetvédelmi és vízügyi miniszter 27/2005. (XII. 6.) KvVM rendelete a használt- és szennyvizek kibocsátásának ellenőrzésére vonatkozó részletes szabályokról 2. melléklete szerint a veszélyes és mérgező anyagok toxicitásának vizsgálatára javasolt módszerek a következők: lumineszcens baktérium (MSZ EN ISO 11348), *Daphnia*-teszt (MSZ 22902:6), statikus halteszt (MSZ 22902:3), valamint algateszt (MSZ EN 28692).

Természetesen nem lehetséges az ökoszisztéma valamennyi elemét rutinjelleggel vizsgálni, de bizonyos csoportok érzékenységéről legalább tájékozódó képet kell kapjunk: az egyik ilyen csoport a kagylóké. Észak-Amerikában az Unionidae családba tartozó kagylók populációi jelentős mértékben megfogyatkoztak – ennek egyik oka éppen a kommunális szennyvizek által kiváltott vízminőség-romlás lehetett (LYDEARD et al. 2004). BOUCHARD et al. (2009) kísérletesen vizsgálta kommunális szennyvíztisztítók hatását az *Elliptio complanata* nevű fajra. A tesztállatokat a szennyvíztisztítóból érkező befolyás alatt ketrecekbe súllyesztve tartották 30 napos expozíciós idővel, 60%-os mortalitást figyeltek meg.

Az édesvízi kagylók azért is érdekes és veszélyeztetett csoport, mivel bentikusak, táplálékukat szűrőgetéssel szerzik meg, helytűlők (szesszilisek) és a kifejlett kagyló akár 30 évig

élhet, pl. JONES (2009) megfigyelt 28 éves *Epioplasma brevipens*-t. Az állat a vízbe jutó szennyeződéssel többféle módon kerülhet kapcsolatba: közvetlenül a szennyezett vízoszlop, illetve üledék révén, és közvetve a szennyezett táplálék révén. Az Egyesült Államokban létezik olyan ASTM szabvány, amely kagylólárvákat rutinjelleggel alkalmaz toxicitásvizsgálatokra (Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs Section E72494). Szintén ASTM szabvány szabályozza édesvízi kagylófajok kajmacsos lárváinak, illetve juvenilis egyedek alkalmazását toxicitásvizsgálatok céljára (International standard guide for conducting laboratory toxicity tests with freshwater mussels Section E2455–05).

A tengeri és édesvízi fajok alkalmazásában, illetve az említett ASTM szabványokban jelentős különbségek vannak. A tengeri fajok esetében stimulálással (különböző triggererek alkalmazásával) egész évben lehetséges embriók, illetve lárvák kinyerése (LOOSANOFF & DAVIS 1963). Szabvány szerint ilyen stimulus a hőmérséklet hirtelen 5–10°C fokkal történő megemelése, plusz ingert jelenthet hővel előlt kagylósperma hozzáadása. A festőkagyló (Unionidae) fajok esetében – saját tapasztalatunk szerint – ilyen időzített megtermékenyítés nem működik, terepen gyűjtött gravid nőstényekkel kell dolgoznunk. Alkalmazásuk mellett szől természetesen hazai viszonyok között magas ökológiai relevanciájuk, továbbá egyszerűbb fejlődési ciklusuk. Esetükben csak egy lárvastádiummal, illetve lárvatípussal kell számolni, ezek a kajmacsos (*glochidium*) lárvák. A héjak zárásának – nyitásának képessége a lárvák életképességének az indikátora (HUEBNER & PYNÖNEN 1992).

Munkánk során előülepített települési nyers szennyvíz toxicitását vizsgáltuk *Pseudanodonta complanata* lárvákra. Célunk az volt, hogy az ASTM tesztprotokoll alapján kidolgozott eljárás alkalmazhatóságát ilyen jellegű mintákra ellenőrizzük és egyben felmérjük, kommunális szennyvíz terhelés milyen ökológiai kockázattal járhat ennek a hazánkban védett fajnak a populációira. Az érzékenység megállapításához viszonyítási alapként a *D. magna* mobilitásgátlás teszt szolgált.

A *P. complanata* egyedeket a Balaton vízgyűjtőjén található Marcali-tározón gyűjtöttük, 2009 novemberében, a tározó leeresztése idején. Begyűjtésük után a kagylókat egy hétig laboratóriumi körülmények között akklimatizáltuk ($t = 16\text{--}18\text{ }^{\circ}\text{C}$, oldott oxigén = 85–93%, pH = 7,98–8,72). A lárvák kinyerését JOHNSON et al. (1993) útmutatásai szerint végeztük.

A koncentrációsort a nyers szennyvíz felező hígításával állítottuk elő (100, 50, 25, 12,5 és 6,25%). Minden egyes tesztoldathoz 100 lárvát használtunk. A teszteket 150 ml-es lombikban, szobahőmérsékleten (20–22°C) végeztük. Az egyes tesztoldatok és a kontroll esetében is három ismétlést alkalmaztunk. Az expozíció ideje 24 óra volt.

A mortalitási százalékot, az Abott-formula (ABOTT 1925) segítségével számítottuk: $E = 100(A-M)/(100-M)$, ahol E a kontrollhoz korrigált mortalitás, A az egyes mintákban mutatott mortalitás, M pedig a kontrollban tapasztalt átlagmortalitás. A Daphnia-tesztet az MSZ EN ISO 6341:1998 Víztisztaság, a mobilitásgátlás meghatározását *Daphnia magna* STRAUS (Cladocera, Crustacea) rákfajjal, az akut toxicitási tesztet (ISO 6341:1996) szabvány szerint hajtottuk végre. Az EC_{50} értékek és a konfidencia-tartomány meghatározását az EPA 1.5 verziószámú Probit analysis programjával végeztük. Az EC_{50} értékeket a hígítatlan (100%-os töménységű) szennyvíz százalékában adtuk meg (USEPA 2000). A kontrollban tapasztalt túlélés $93,7 \pm 0,6\%$ volt.

24 órás expozíció után a *Pseudanodonta complanata* lárvá mortalitási adatok alapján számított EC₅₀ érték 95% konfidencia-intervallum mellett 11,14% (9,38–12,91%) volt, míg a *Daphnia magna* mobilitásgátlás alapján számított EC₅₀ érték 36,47% (30,98–41,95%).

A kapott eredményekből kitűnik, hogy a *P. complanata* lárvák mortalitása alapján számított EC₅₀ érték lényegesen alacsonyabb, mint a *D. magna* mobilitásgátláson alapuló EC₅₀ érték, azaz a vizsgált szennyvíz kisebb (hipotetikus) koncentrációban okoz 50%-os mortalitást.

Végző konklúzióként elmondható, hogy az általunk vizsgált *P. complanata* lárvák érzékenyebbnek mutatkoztak a vizsgált szennyvízre, mint a szabványszinten alkalmazott *D. magna* lárvák. Hazánkban a kezeletlen kommunális szennyvíz jelentette környezeti kockázat valós probléma, mivel a keletkező szennyvizek csak kb. 68%-át kezelik. Azt is le kell szögeznünk ugyanakkor, hogy az Unionidae családba tartozó kagylófajok lárváinak alkalmazása szabvány tesztszervezetként – utalva a bevezetőben említett metodikai nehézségekre – nem kivitelezhető.

Irodalomjegyzék

- ABOTT, W. S. (1925): A method of computing the effectiveness of an insecticide. *Journal of Economic Entomology* 18: 265–267.
- BOUCHARD, B., GAGNÉ, F., FORTIER, M. & FOURNIER, M. (2009): An in-situ study of the impacts of urban wastewater on the immune and reproductive systems of the freshwater mussel *Elliptio complanata*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 150: 132–140.
- HUEBNER, J. D. & PYNNONEN, K. S. (1992): Viability of glochidia of two species of *Anodonta* exposed to low pH and selected metals. *Canadian Journal of Zoology* 70: 2348–2355.
- JOHNSON, I.C., KELLER, A.E. & ZAM, S.G. (1993): A method of conducting acute toxicity tests with the early life stages of freshwater mussels. In: LANDIS, W. G., HUGHES, J. S. & LEWIS, M. A. (eds): *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, STP 1179. *American Society of Testing and Materials*, Philadelphia, PA, pp. 381–396.
- JONES, J.W. (2009): *Genetics, demography and modeling of freshwater mussel (Bivalvia: Unionidae) populations in the Clinch River, USA*. PhD Disszertáció, Blacksburg, Virginia, 234 pp.
- LOOSANOFF, V. L. & DAVIS, H. C. (1963): Rearing of bivalve molluscs. *Advances in Marine Biology* 1: 1–136.
- LYDEARD, C., COWIE, R. H., ONDER, W. F., BOGAN, A. E., BOUCHET, P., CLARK, S. A., CUMMINGS, K. S., FREST, T. J., GARGOMINY, O., HERBERT, D. G., HERSHLER, R., PEREZ, K. E., ROTH, B., SEDDON, M., STRONG, E. E. & THOMPSON, F.G. (2004): The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54: 321–330.
- USEPA (2000): Method guidance and recommendations for Whole Effluent Toxicity (WET) Testing. 40 CFR Part 136, EPA 821-B-00-004

Assessing ecotoxicity of municipal wastewater on *Pseudanodonta complanata* glochidia

NÓRA KOVÁTS, NASSR-ALLAH ABDEL-HAMEID, ANDRÁS ÁCS,
ÁRPÁD KÁRPÁTI & GÁBOR PAULOVITS

¹University of Pannonia, Department of Limnology, Egyetem str. 10. H-8200 Veszprém, Hungary

E-mail: kovats@almos.uni-pannon.hu

²University of Benha, Department of Zoology, Benha, Egypt, P.O.Box 13518

³University of Pannonia, Institute of Environmental Engineering, Egyetem str. 10. H-8200 Veszprém, Hungary

⁴Balaton Limnological Research Institute, Klebelsberg K. str. 3. H-8237 Tihany, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(1): 151–154.

Abstract. Worldwide decline of Unionid species has been observed, partially due to toxic municipal effluents. In our study ecotoxic effect of raw wastewater was assessed on *Pseudanodonta complanata* glochidia, after 24 hour exposure. End-point of the test was the mortality of the larvae. As a comparison, standard *Daphnia* immobility test was also carried out. *P. complanata* glochidia showed significantly higher sensitivity, with an EC₅₀ of 11.14% (expressed as % concentration of the raw wastewater sample), in contrary of the 36.47% EC₅₀ of the *D. magna* test.

Keywords: municipal effluent, ecotoxicity, *Pseudanodonta complanata*, glochidia.

Pisces Hungarici IV.

HARKA Á. (szerk.) (2010): *Pisces Hungarici IV. - A Magyar Haltani Társaság időszakos kiadványa*, 112 pp. (formátuma B5)

A Magyar Haltani Társaság időszaki kiadványának a negyedik kötete 2010 októberében került ki a nyomdából. Nagyonbbrészt a 2010 júliusában rendezett Tisza-füredi Halas Fórumon elhangzott előadások anyagát közli angol összefoglalókkal kiegészített magyar nyelvű dolgozatok formájában, de más tudományos és szakmai cikkeknek, megemlékezéseknek és a társaság tevékenységéről készült beszámolóknak is helyet ad.

A kötet tartalma:

KOŠČO J., PEKÁRIK L.: In memoriam Juraj Holčík.

NAGY S. A.: Woynarovich Elek 95 éves.

GAEBELE T., GUTI G.: Halivadék fajgyűttesek élőhelyhasználata a Gödi Duna-szakaszon.

DOMBAI B., SÁLY P., TÓTH B., KISS I.: Gébfajok (*Neogobius* spp.) aljzatfüggő éjszakai eloszlásmintázata a Duna gödi és szentendrei szakaszán.

KERESZTESSY K., KESERÜ B.: A kenyeri hallépcső működésének vizsgálata (Rába, Kenyeri).

KESERÜ B.: A Holt-Marcal reduktív iszapjának in situ kezelése.

GYÖRE K., JÓZSA V.: A Tisza halközösségének monitorozása 2009-ben.

HALASI-KOVÁCS B., ANTAL L.: A Szamos halfaunájának változása a 2000. évi cianid-szennyezés után.

KOŠČO J., KOŠUTHOVÁ L., KOŠUTH P., PEKÁRIK L., BALÁZS P.: A Hornád/Hernád folyó szlovákiai szakaszának halfaunája.

SZEPESI Zs., HARKA Á.: Változások a Laskó patak halfaunájában.

SALLAI Z., HARKA Á., KONTOS T.: A halfauna változása a Maros magyar szakaszán.

KOŠČO J., PEKÁRIK L., KOŠUTHOVÁ L., BALÁZS P.: Szlovákia halfaunája a NATURA 2000 rendszerében.

HARKA Á., SZEPESI Zs.: Hány pikófaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon?

HEGEDÜS G.: Halgazdálkodás és térségfejlesztés a Tisza-tó régióban.

HARKA Á.: A Magyar Haltani Társaság 2009. évi működése.

Útmutató a *Pisces Hungarici* szerzői részére.

A kötet hozzáférhetőségéről tájékozódni lehet a Magyar Haltani Társaságnál (E-mail: mhtt@freemail.hu; mobil: 06 30 416-0490).

ÚTMUTATÓ A SZERZŐK RÉSZÉRE

Az **Állattani Közlemények** célja az állattan szakterületeivel kapcsolatos hazai és a nemzetközi természettudományos eredmények bemutatása az állattani tudományok magyar nyelven történő művelésének fenntartása és fejlesztése érdekében.

Az Állattani Közleményekben **áttekintő tanulmányok** (review), **közlemények** és **rövid közlemények** jelennek meg. Áttekintő tanulmányok írására a szerkesztő bizottság esetenként kér fel szerzőt. A folyóirat elsősorban olyan eredeti dolgozatokat közöl, melyek anyagai az Állattani Szakosztály ülésein elhangzottak. A szerkesztő bizottság döntése alapján konferenciák, tanácskozások, tanfolyamok anyagai előadás nélkül is megjelenhetnek. A rövid közlemények előadása lehetséges, de nem kötelező. Csak máshol még nem publikált kéziratokat fogadunk el.

1.) A kéziratok benyújtásának módja

A közlésre szánt kéziratokat 2 példányban nyomtatva és elektronikus formában (CD-n vagy e-mail-csatolmányként) kérjük a szerkesztő címére beküldeni. Az elektronikus változatot Microsoft Word szövegszerkesztővel, lehetőleg rtf formátumban kérjük rögzíteni. A kézirat szövegét és az ábrákat **külön fájl(ok)ban** kell beadni, nem fogadunk el szövegbe szerkesztett vagy ahhoz csatolt illusztrációkat. (Az ábrák és táblázatok formai követelményeit ld. alább!)

Ne alkalmazzon semmilyen szerkesztési megoldásokat, pl. hasábtördelést, kép- és táblázat-beillesztést, az álló A4-esről eltérő oldalformátumot, lábjegyzetet, élőfejet. Tartsuk szem előtt, hogy a kézirat valóban nyomdai előkészítésre váró kézirat, tehát **ne törekedjünk** a (modern elektronikus szövegszerkesztő programokkal házilagosan is könnyen előálítható) „szemet gyönyörködtető külalakra”, hanem legyen a kézirat minél egyszerűbb, semlegesebb formátumú.

Az ábrák és táblázatok 2 nyomtatott példányán kívül szükség van azok nyomdai munkákhoz felhasználható, eredeti példányaira is. (Ezt helyettesíthetik a megfelelő minőségű elektronikus változatok is.) A közlemény **teljes terjedelme nem haladhatja meg a 20, rövid közlemény esetében a 6 gépelt oldalt.**

Kérjük, hogy a kéziratot fogalmazza lényegre törően, világos magyar nyelven. Nyelvhelyesség tekintetében az MTA Magyar Helyesírás Szabályainak legutolsó (11.) kiadása az irányadó. A mértékegységeket az SI rendszer szerint kell alkalmazni.

2.) A kéziratok formai követelményei

A **közleménynek** szánt kéziratot 12 pontos Times New Roman betűtípussal, 2-es sortávolsággal, alul-felül és kétoldalt 3 cm-es margókkal, egyoldalasan, alul középen számozott fehér A4-es papírlapokra nyomtatva kérjük elkészíteni.

A szöveget általában tipizálás nélkül (kivétel a kiskapitális és dőlt betűtípusok, ld. alább), oldalanként 25 sorral és soronként átlagosan 80 leütéssel (ez a betűméretből, a sor-távolságból és a margókból adódik), az oldalakat alul, középen sorszámozva küldje el a szerkesztőnek. Kerülje az előre meghatározott bekezdésformákat, sorbehúzásokat, a sorok elé vagy mögé illesztett fél- vagy töredéksorokat, stb. A szöveg végig balra zárt legyen. A szövegben szereplő latin fajneveket (tehát csak a *genus*- és *species*-neveket) kérjük dőlt betűvel (*kurzív* vagy *italics*) írni, a személynevekre (szakirodalmi tételekre) való hivatkozásokat pedig KISKAPITÁLIS-sal. A fajnevek mögött álló szerző- (auctor-) neveket is KISKAPITÁLIS-sal kérjük írni.

A **közlemények** szokásos tagolása legyen a következő:

Cím. Rövid, lényegre törő. A cím után külön sorban, tüntesse fel azt is, hogy a közlemény anyaga az Állattani Szakosztály melyik (mikori és hányadik) ülésén hangzott el.

Szerzők. A cím után a szerző(k) teljes neve KISKAPITÁLIS (SMALLCAPS) betűvel, míg alatta a pontos postai cím(ek) normál betűvel következzen. Több szerző nevét egymástól vesszővel, illetve az utolsónál az „és” szócskával válassza el. Az egyes szerzőket nevük után felső indexben (¹) számozza meg, és a megfelelő címet ugyanezzel a számmal, külön sorokban adja meg. Jelölje meg (*-gal) a közleményért felelős szerző személyét és annak e-mail címét is.

Összefoglalás. A legfontosabb eredmények bemutatása, legfeljebb 200 szóban. Az összefoglalásban nem szerepelhetnek irodalmi hivatkozások.

Kulcsszavak. Legfeljebb öt szó vagy kifejezés, amely nem ismétli a címben már megjelenő szavakat.

Bevezetés. A témához tartozó legfontosabb irodalmi előzmények áttekintése, valamint a célkitűzések, a megválaszolandó új tudományos kérdés(ek) megjelölése.

Anyag és módszer. A kutatás objektumainak és az elvégzett vizsgálatok körülményeinek részletes ismertetése. Az alkalmazott eljárásokat olyan módon kell leírni, hogy az elegendő információt tartalmazzon a vizsgálatok esetleges megismétléséhez.

Eredmények. A kapott eredmények világos és lényegre törő leírása. A szöveges eredményeket táblázatok, ábrák, grafikonok egészíthetik ki, aszerint, hogy melyik megjelenítési mód ad több információt az eredmények dokumentálása és megértése szempontjából. A különféle ismertetési lehetőségek egészítsék ki egymást, kerülje az eredmények többszöri megismétlését.

Értékelés. A kapott eredmények elemző összehasonlítása a célkitűzésekben megfogalmazott kérdésekkel, és a saját vagy más, korábbi szakirodalmi eredményekkel. Derüljön ki világosan, hogy milyen új tudományos megállapításokat tartalmaz a dolgozat.

Köszönetnyilvánítás. Személyek, intézmények, pályázati támogatók felsorolása. Legfeljebb 10 sor hosszúságú lehet.

Irodalomjegyzék. Csak a folyó szövegben hivatkozott irodalmi tételeket tartalmazhatja, szerzők szerint szoros ABC sorrendben, ezen belül időrendben. A formai követelményeket ld. alább, külön pontban.

Idegen nyelvű összefoglaló. Angol (**Abstract**), német, francia vagy spanyol nyelvű, a szerző által nyelvileg már lektoráltatott összefoglalókat fogadunk el, de elsősorban angol összefoglalókat várunk. Ezt nyomtassa külön lapra, amely kezdődjön a kézirat címével, alatta a szerző(k) nevével, a magyar kéziratkezdés formai feltételeinek megfelelően. A

szerzők címét itt nem kell még egyszer megadni. Az összefoglaló maga legfeljebb 20 sor terjedelmű legyen, lényegében a magyar Összefoglalásnak megfelelően, de annál lehet kissé részletesebb. Az összefoglalót (külön sorban) a **Keywords** zárja, legfeljebb öt szóban.

A felkért **áttekintő tanulmány** formai követelményei általában a **közleményéhez** hasonlóak, tagolása azonban eltérő lehet. Kérjük, esetenként egyeztessen a szerkesztővel a pontos feltételekért.

A **rövid közlemények** általános formai követelményei megegyeznek a **közleményével**, de tagolása a következők szerint egyszerűsödik: cím, szerzők, rövid összefoglalás, a munka leírása a közlemények tagolásának megfelelően (de a fejezetek címeinek kiírása nélkül), irodalomjegyzék. A rövid közlemény teljes hosszúsága nem haladhatja meg a 6 gépelt oldalt, ábrák és táblázatok általában kerülendők.

3.) Az irodalmi hivatkozások és az irodalomjegyzék formai követelményei

A szöveg közbeni **irodalmi hivatkozások** a mondatba illesztve, pl. TÓTH (2005) szerint, vagy a megállapítás végén zárójelben lehetnek (TÓTH 2005). A szerző és az évszám között soha nincs vessző (szemben a fajnevek auktorneveivel, ahol vessző után következik a tudományos leírás évszáma). Két szerző esetén &-jel alkalmazandó: TÓTH & SZABÓ (2005) vagy (TÓTH & SZABÓ 2005), kettőnél több szerzőnél pedig TÓTH et al. (2005), illetve (TÓTH et al. 2005) a helyes hivatkozási forma. Ugyanazon szerzők több cikkének sorozatos hivatkozása: TÓTH (2003, 2004, 2005), vagy (TÓTH 2003, 2004, 2005). Ugyanazon szerzők egyazon évben megjelent cikkére történő hivatkozás esetén az a, b, c stb. betűkkel különböztetjük meg az egyes tételeket: TÓTH (2005a) és TÓTH (2005b), illetve (TÓTH 2005a, 2005b). A „nyomtatás alatt” (angol cikknél *in press*) kifejezést csak azon kéziratok esetében használjuk, melynek elfogadásáról a szerző számára az illetékes szerkesztő bizottság már írásban nyilatkozott.

Az **Irodalomjegyzék tételeinél** általános formai követelmény a szerzők KISKAPITÁLIS (SMALLCAPS) betűtípusa (külföldi szerzőknél a név után vessző, magyar szerzőknél nincs vessző), a keresztnevek rövidítése, a megjelenés évszámának zárójelbe tétele (utána kettőspont), a cím normál (csak Mondatkezdő nagybetűs) betűtípusa, a folyóirat nevének teljes (nem rövidített) kiírása, *kurzív (italics)* betűtípussal, a kötetszám után kettőspont és az oldalszámok kötőjelesen. A könyveknél a szerkesztő neve után, de az évszám előtt a (szerk.) megjegyzést alkalmazzuk, a könyv címe *kurzív (italics)*, s azt követi a Kiadó, majd a kiadás Helye, végül a könyv teljes oldalszáma: 300 pp. Könyvben hivatkozott részlet a szerzőkkel, évszámmal és a fejezetcímmel kezdődik, majd In: SZERKESZTŐ (szerk./angol könyvnél ed.): *Könyvcím*. Kiadó, Hely, ... pp. kötőjeles oldalszám következik. Példák:

Tudományos közlemény (folyóiratcikk):

LEE, K. E. & PANKHURST, C. E. (1992): Soil organisms and sustainable productivity. *Australian Journal of Soil Research* 30: 855-892.

BUHL, E. H., HALASY K. & SOMOGYI P. (1994): Diverse sources of hippocampal unitary inhibitory postsynaptic potentials and the number of synaptic release sites. *Nature* 368: 823-828.

Könyv, könyvrészlet:

MÓCZÁR L. (szerk.) (1969): *Állathatározó I.* Tankönyvkiadó, Budapest, 724 pp.

ANDERSON, J. M. (1975): The enigma of soil animal species diversity. In: VANEK, J. (ed.): *Progress in soil zoology*. Academia, Prag & Junk, Den Haag, pp. 51-58.

Számítógépes program:

STATSOFT, Inc. (1995): *STATISTICA for Windows*. Program manual, Tulsa.

4.) Az ábrák és táblázatok formai követelményei

Egyszerű, áttekinthető, nyomtatásra alkalmas minőségű táblázatokat és vonalas ábrákat (árnyékolás nélkül) készítsen. Az ábrák és táblázatok maximális mérete 12,5 x 19,5 cm lehet. Kisebb méretű ábrák, táblázatok szélessége 6 cm, illetve 12,5 cm lehet. Az ábrákat, grafikonokat ne keretezze, és az ábrán belül is tartózkodjon a fölösleges keretektől, képletektől, jelmagyarázatoktól. Ügyeljen arra, hogy az információtartalommal arányos méretet válasszon. A táblázatokat és ábrákat általában a szerző által elkészített formában és nagyságban nyomtatjuk, szükség esetén azonban sor kerülhet kicsinyítésükre. Amennyiben az ábrát, táblázatot különleges okok miatt a megadott méretre nem tudja elkészíteni, akkor figyeljen arra, hogy olyan méretű betűket, jeleket alkalmazzon, melyek az esetleges kicsinyítést követően még jól olvashatók (minimum 8 pontosak) legyenek.

Minden táblázatot és ábrát külön lapra nyomtasson, és mindegyiknek adjon címet, valamint, ha szükséges, jelmagyarázatot is. Ezek ne legyenek az ábrába vagy a táblázatba szerkesztve, hanem együttesen kerüljenek egy külön lapra **Ábraaláírások** címmel. Az ábra és táblázat aláírásainak szövegét az összefoglalónak megfelelő **idegen nyelven** is készítse el (Figure 1., Table 2.). Az ábrában és táblázatban azonban csak magyar nyelvű szöveg legyen. A táblázatokat és ábrákat ne illessze a szövegbe, de javasolt helyüket szükség esetén (a szövegben való értelemszerű: 1. ábra, 2. táblázat stb. hivatkozáson túlmenően) bejelölheti ceruzával a nyomtatott kézirat margóján. Mindegyik ábra és táblázat nyomtatott változatának hátoldalára ceruzával írja fel annak sorszámát.

Fénykép közlésére (általában fekete-fehér formában) van lehetőség, ehhez kitűnő minőségű papírfényképet kérünk. Elfogadjuk a nagy felbontású tif és jpg formátumú fájlokat is. Színes fénykép közléséhez a szerző anyagi hozzájárulása szükséges.

4.) Bírálat, nyomdai előkészítés, megjelenés

A beérkezett kéziratokat két (a szerkesztő és a szerkesztő bizottság által felkért) független szakmai **lektor** bírálja el. A megjelenésről a lektori vélemények alapján a szerkesztő bizottság dönt. Az el nem fogadott kéziratokat a szerzőnek visszaküldjük. Az elfogadott, de módosításokat kívánó kéziratokat javításra, a lektorok véleményével együtt átdolgozásra visszaküldjük a szerzőnek. A szerkesztőnek jogában áll, hogy a kéziratban kisebb, tartalmi kérdéseket nem érintő változtatásokat (stilisztikai javítások, rövidítések, ábrák, táblázatok szerkesztése stb.) végezzen. A szerző a lektor és a szerkesztő által véleményezett javításokat átvezeti az elektronikus fájlba, és azt postafordultával visszaküldi. Új nyomtatott változat beadására ekkor már nincs szükség. Az el nem fogadott lektori javaslatokat külön kísérlévélben kell tételesen indokolni.

A nyomdába adás előtt a szerkesztett, tördelt kéziratot pdf formátumban végső korrek-túrára visszaküldjük az első szerzőnek. A szerző a saját maga által kinyomtatott példányra vezeti rá az esetleges apró javításokat és azt küldi vissza.

A megjelenés alkalmával a szerző (több szerző esetén az első szerző) részére 25 **külön-
lenyomatot** küldünk. Külön kérésre az első szerzőnek a cikk elektronikus Adobe pdf-
változatát is megküldjük (kizárólag e-mailen).

A szerkesztő (technikai szerkesztő) a kéziratokat a dolgozat megjelenéséig, a lektori vé-
leményeket pedig a dolgozat megjelenése után egy évig őrzi meg.

Kérjük, hogy minden szerző a közlésre szánt kézirat beadása előtt gondosan tanulmá-
nyozza a fent részletezett követelményrendszert. A kéziratok elkészítésével kapcsolatos to-
vábbi kérdésekre a szerkesztőhöz lehet fordulni az alábbi címen:

Korsós Zoltán

Magyar Természettudományi Múzeum

1088 Budapest, Baross u. 13.

Telefon: (1) 2677 100, Fax: (1) 2673-462

E-mail: korsos@nhmus.hu



Nyomdakészre szerkesztette

DR. KISS ISTVÁN

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

Nyomdai munkálatok

Szent István Egyetem Kiadó

Igazgató: LAJOS MIHÁLY

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Megjelent

B/5 méretben, 80 példányban

2010. december

Contents

Original papers:

LÁSZLÓ DÁNYI: Centipedes (Chilopoda) of Hungary II. Identification key	3
ÁKOS HORVÁTH, SONIA MARTÍNEZ PÁRAMO, ÁKOS ISTVÁN KOVÁCS, BÉLA URBÁNYI & PAZ HERRÁEZ: Effect of ovarian fluid on the motility of fresh and cryopreserved sperm of the common carp (<i>Cyprinus carpio</i> LINNAEUS)	25
BALÁZS KOLICS, TAMÁS ZILAY, CHOBANOV DRAGAN, ÉVA KOLICS-HORVÁTH & TAMÁS MÜLLER: <i>Bradyporus dasypus</i> , the extinct giant katydid of the Hungarian fauna. A summary on the biology, breeding, and possibilities of reintroduction of the species	35
BOGLÁRKA HORVÁTH, SZILVIA KOVÁCS, VIKTÓRIA RÉPÁSI, ANITA MÁRTON & PÉTER NAGY: Testing sensitivity of plant-feeding nematodes of different taxonomic position to acute chromium stress	47
MÁTÉ BUCZKÓ & MIKLÓS HELTAI: Development and evaluation of a new non-invasive method for marking mammal faeces	57
GERGELY BÁN, ADRIENN PINTÉR, KINGA FETYKÓ, SZILVIA OROSZ, ANDREA VERES & FERENC TÓTH: The potential of artificially introduced arthropod assemblages in the biological control of greenhouse pepper	73
FERENC VILISICS & ELISABETH HORNUNG: New data to the terrestrial isopod (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) fauna of Hungary	87
JUDIT VÖRÖS, RÓBERT DANKOVICS, KRISZTIÁN HARMOS, GERGELY DOBAY & ISTVÁN KISS: Distribution and conservation status of the fire salamander (<i>Salamandra salamandra</i>) in Hungary	121
NÓRA KOVÁTS, NASSR–ALLAH ABDEL–HAMEID, ANDRÁS ÁCS, ÁRPÁD KÁRPÁTI & GÁBOR PAULOVITS: Assessing ecotoxicity of municipal wastewater on <i>Pseudanodonta complanata</i> glochidia	151

<i>Book references</i>	155
------------------------------	-----

<i>Instructions to the Authors</i>	157
--	-----

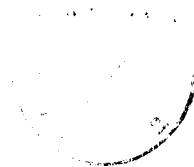
Tartalom

Tudományos közlemények:

DÁNYI LÁSZLÓ: Magyarország százlábú (Chilopoda) II. Határozókules	3
HORVÁTH ÁKOS, SONIA MARTÍNEZ PÁRAMO, KOVÁCS ÁKOS ISTVÁN, URBÁNYI BÉLA és PAZ HERRÁEZ: A ponty (<i>Cyprinus carpio</i> LINNAEUS) ovariális folyadékának hatása a friss és mélyhűtött pontysperma motilitására	25
KOLICS BALÁZS, ZILAY TAMÁS, DRAGAN CHOBANOV, KOLICS-HORVÁTH ÉVA és MÜLLER TAMÁS: A magyarországi fauna kipusztult szöcskeóriása: a tuskéslábú pozsgóc (<i>Bradyporus</i> <i>dasyopus</i>). Összefoglaló a faj biológiájáról, a tartásáról és visszatelepítésének lehetőségeiről	35
HORVÁTH BOGLÁRKA, KOVÁCS SZILVIA, RÉPÁSI VIKTÓRIA, MÁRTON ANITA és NAGY PÉTER: Eltérő taxonómiai helyzetű növényi fonálférgek akut krómszennyezés iránti érzékenységének tesztelése	47
BUCZKÓ MÁTÉ és HELTAI MIKLÓS: Egy új, nem-invazív emlőshulladék-jelölési módszer kidolgozása és vizsgálata	57
BÁN GERGELY, PINTÉR ADRIENN, FETYKÓ KINGA, OROSZ SZILVIA, VERES ANDREA és TÓTH FERENC: A betelepített vegyes ízeltlábú-együttes felhasználási lehetősége a hajtattott paprika biológiai védelmében	73
VILISICS FERENC és HORNUNG ERZSÉBET: Újabb adatok Magyarország szárazföldi ászkarák- faunájához (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)	87
VÖRÖS JUDIT, DANKOVICS RÓBERT, HARMOS KRISZTIÁN, DOBAY GERGELY és KISS ISTVÁN: A foltos szalamandra (<i>Salamandra salamandra</i>) előfordulása és természetvédelmi helyzete Magyarországon	121
KOVÁTS NÓRA, NASSR-ALLAH ABDEL-HAMEID, ÁCS ANDRÁS, KÁRPÁTI ÁRPÁD és PAULOVITS GÁBOR: Kommunális szennyvíz ökotoxicitásának becslése lapos tavikagyló (<i>Pseudanodonta complanata</i>) lárváival	151
Könyvismertetés	155
Útmutató a szerzők részére	157

50252

2011 júni. 14



ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK

A Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztályának folyóirata

Alapítva
1902

Szerkeszti

KORSÓS ZOLTÁN

95(2). kötet



MAGYAR BIOLÓGIAI TÁRSASÁG
Budapest

2010

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK

A Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztályának folyóirata

95(2). kötet

MAGYAR BIOLÓGIAI TÁRSASÁG
Budapest

2010

Szerkesztő – Editor

KORSÓS ZOLTÁN

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

Technikai szerkesztő – Technical Editor

KISS ISTVÁN

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

Dévai György

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

Dózsa-Farkas Klára

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

Farkas János

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

Györfy György

Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, H-6722 Szeged, Egyetem u. 2.

Hornung Erzsébet

Szent István Egyetem, Ökológiai Tanszék, H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50.

Mahunka Sándor

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

Majer József

Pécsi Tudományegyetem, Általános és Alkalmazott Ökológiai Tanszék, H-7601 Pécs, Ifjúság útja 6.

Ponyi Jenő

Magyar Tudományos Akadémia Balatoni Limnológiai Kutató Intézete, H-8237 Tihany, Klebelsberg Kunó u. 3.

Vásárhelyi Tamás

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

Zboray Géza

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatszervezettani Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

A kötet kéziratait lektorálták: Babocsay Gergely, Bakó Botond, Báldi András, Dankovics Róbert, Harmos Krisztián, Hettyey Attila, Korsós Zoltán, Molnár Zoltán, Nagy Zoltán, Orci Kirill Márk, Váczi Olivér, Vörös Judit.

© Magyar Biológiai Társaság – Hungarian Biological Society, H-1088 Budapest, Bródy S. u 16. I. em. 9.

A kiadásért felel a Magyar Biológiai Társaság

Az Állattani Közlemények megrendelhető a Magyar Biológiai Társaság címén.

ISSN 0002-5658

Az Állattani Közlemények 2010(1) kötete megjelentetésének költségeit
a *Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék,*
valamint

a *Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar, Állattudományi Alapok Intézet,*
Állattani és Állatökológiai Tanszék
fedezte.

ELŐSZÓ

A VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia műhelytalálkozója keretében immár második alkalommal került megrendezésre a hazai herpetológiai kutatásokkal foglalkozó szakemberek találkozója. A Magyar Természettudományi Múzeumban 2010. február 22-én megrendezett konferencia a **„Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért”** címet kapta, amely jól jellemezte a rendezvény küldetését.

A kételtűek és a hüllők állományai világszerte csökkennek. Ahhoz, hogy hatékony védelmüket biztosítani lehessen, először fel kell tártani változatosságuk mértékét, a fajok közötti evolúciós kapcsolatokat, vagy éppen a populációk, fajok dinamikáját, egészségi állapotát. A modern molekuláris módszerek megkönnyítik ezeknek a kutatásoknak a megvalósítását. A következő lépésben fel kell ismerni azokat a tényezőket, amelyek az állományok vagy fajok pusztulását okozzák, majd védelmi stratégiát kell kiépíteni megóvásukra. Az alap kutatások és a természetvédelmi intézkedések kölcsönösen befolyásolják egymást, ezért el kell érni, hogy művelőik hatékonyan együttműködjenek a fajok megőrzése érdekében.

A találkozóznak 82 regisztrált résztvevője volt. A szakmai program angol nyelvű plenáris előadással kezdődött, amelyben Iñigo Martínez-Solano, a Universidad de Castilla La Mancha (Ciudad Real) kételtűkutatójától hallhattunk tanulságos és követendő példákat a spanyolországi természetvédelmi biológiai kutatásokról, *„Molecular tools in conservation: some examples from Iberian amphibians”* címmel. A rendezvényen ezután 18 előadás hangzott el, a fajok terepi vizsgálata, a kísérletes herpetológia, a herpetofauna védelme és a kételtűek monitorozása témakörökben. Emellett 11 poszter bemutatására is sor került. A konferencián ismertetett munkák közül jelen kötetben az előadások elhangzásának sorrendjében 11 kézirat kerül közlésre, amelyek jól reprezentálják a rendezvény tematikáját, a hazai herpetológiai kutatások sokszínűségét.

Reméljük, hogy a találkozó jó alkalmat biztosított a tapasztalatcserére mindenki számára.

Köszönjük a részvételt, és találkozunk két év múlva!

A szervezők
Vörös Judit és Kiss István

A foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* L.) populációbiológiai vizsgálata a Selmeci-hegységben (Szlovákia)*

DOBAY GERGELY és KISS ISTVÁN

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, 2103 Cödöllő, Páter K. u. 1.

E-mail: gergely.dobay@gmail.com, kiss.istvan@mkk.szie.hu

Összefoglalás. A foltos szalamandra dél-szlovákiai Selmeci-hegységben található populációi eddig a jelenlét megállapításán kívül nem képezték kutatások tárgyát. A faj állományának felmérését a Kopanice község mellett kiválasztott különböző élőhelytípusokban, 2007–2009. években végeztük. Célunk volt az átalakult egyedek térbeli eloszlásának, élőhelyválasztásának, szezonális megfigyelhetőségének, az egyedileg azonosított példányok morfometriai bélyegeinek vizsgálata. A Richňava-patakban a lárvák fejlődését és térbeli eloszlásuk időbeni változását követtük nyomon. A területen 96 átalakult egyedet fogtunk, a visszafogások száma igen alacsony volt. A megfogott példányok mintegy felénél sikerült meghatároznunk az ivart, ezek 79%-a hímnek, míg 21%-a nősténynek bizonyult. A szalamandrák aktivitása főleg tavasszal és ősszel volt magas, elsősorban esős időben mozogtak. A különböző élőhelytípusokban megfigyelt denzitás- és a szezonális aktivitásadatok eltértek. A kifejlett egyedek egyértelműen előnyben részesítették a gyertyános-tölgyes élőhelytípust, a megfogott egyedek 77%-a ott fordult elő. A Richňava-patakban fejlődő lárvák számára a legnagyobb veszélyt a lesodródás jelenti, az egymást követő mintavételek során jelentősen csökkent a felsőbb szakaszokban megfigyelt lárvák száma.

Kulcsszavak: Selmeci-hegység, *Salamandra salamandra*, élőhely-preferencia, szezonális aktivitás, ivararány, lárvaeloszlás.

Témafelvetés

Szlovákiában eddig mintegy 80 előfordulási helyen jegyezték fel a foltos szalamandra (*Salamandra salamandra* L.) előfordulását (WITKOWSKI et al. 2003). Ezek között említik a Nyugati-Kárpátok-beli Selmeci-hegységet is, de azon belül nem neveznek meg konkrét élőhelyet. A helybeli lakosok szóbeli közlései szerint a faj előfordul Kopanice község környékén. KLEMBARA & BARTÍK (2000) a Gidra völgyének herpetofaunisztikai vizsgálatát végezték, ahonnan kimutatták a foltos szalamandrákat. UHRIN & HAPL (2004) a Murányi-fennsík gerinces faunájának felmérésekor a területen gyakorinak találták a foltos szalamandrákat.

A foltos szalamandra adott élőhelytípushoz való kötődését, mozgáskörzetének nagyságát többen is vizsgálták. JOLY (1963), POUGH et al. (2001) és THIESMEIER & GROSSENbacher (2004) szerint a faj igen kis területen mozog. Más vélemények szerint viszont megfigyelhető a

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

faj területhűsége, de a mozgáskörzete jóval nagyobb lehet (PERRET et al. 2003, PETRANKA et al. 2004; FUNK et al. 2005, SMITH & GREEN 2005, SCHULTE et al. 2007, STEINFARTZ et al. 2007).

A helyi állományok hosszú távú fennmaradásában meghatározó jelentőségű a sikeres lárvalerakás, nevelkedés és átalakulás. A lárvák átalakulásának időpontját és a testméreteket erősen befolyásolja a rendelkezésre álló táplálék mennyisége (BURGGREN & JUST 1992, WILBUR 1980, CSILLÉRY (2004). A rendelkezésre álló táplálék és a predációs nyomás szempontjából nagy különbség figyelhető meg az állóvizek és a folyóvizek lárvaállományai között (ALLAN 1995). WEITERE et al. (2004) szerint az állóvizekben lévő lárváknak sokkal nagyobb az esélyük a kiszáradásra, valamint általában kevesebb táplálék jut számukra, mint a folyóvizekben élő lárváknak. Ezért az állóvízben fejlődő lárvák gyorsabban átalakulnak, jelentősen kisebb testmérettel. A lárvák jelentős része (19–41%), különösen a fiatal egyedek, elsodródhatnak, ezért a patakban való eloszlásukat az áradások jelentősen befolyásolják (THIESMEIER & SCHUHMACHER 1990).

A foltos szalamandra populációit veszélyeztető antropogén hatások közül az élőhelyek eltűnése, környezetszennyezés, betegségek és a klímaváltozás említhető (STUART et al. 2004), mely faktorok egymás hatását felerősítve, együtt fejtik ki negatív hatásukat (GARDNER 2001, BLAUSTEIN & KIESECKER 2002). Csehországi vizsgálatok szerint, a telepített erdő fafajösszetétele jelentősen befolyásolja az állomány nagyságát, az erdő letermelése pedig a helyi populáció eltűnését eredményezi (HOMOLKA & KOKES 1994).

A Selmeci-hegységben a helyi foltosszalamandra-populációt is legjobban az élőhelyüként szolgáló Makoviště-hegy erdővegetációjának átalakulása, megszűnése veszélyezteti. Emellett jelentős veszélyforrás a bányató zsilipjének időszakos megnyitásával előidézett áradás, ami lárvaelsodródást okozhat, valamint kifejlett példányok esetében a közúti gázolások.

Vizsgálataink során célul tűztük ki, hogy a Selmeci-hegység kiválasztott területén az egyedszámviszonyok alapján megállapítsuk a faj élőhely-preferenciáját, vizsgáljuk a szezonális aktivitását, képet kapjunk a populáció morфомetriai jellemzőiről, lehatároljuk a faj lárvalerakására és nevelésére alkalmas vizeket és felmérjük a lárvák Richňava-patakban való térbeli és időbeli eloszlásának változását.

Módszerek

A vizsgálati terület

A felmérés helyszíne a Selmeci-hegységben (Štiavnické vrchy) található, amely a Szlovák-középhegységhez tartozik. A Selmeci-hegység a Nyugati-Kárpátok legnagyobb kiterjedésű, vulkanikus eredetű hegysége. A szlovákiai hegységek közül az egyik legdélebbi fekvésű. Elhelyezkedéséből kifolyólag a meleg pannon klíma (délről) és a hideg kárpáti klíma (északról) határán található, ennek köszönhetően flórája és faunája változatos (ČUKA 2004). Közepesen meleg (évi átlaghőmérséklet 4–8°C), nedves (800–1000 mm éves csapadék) éghajlat jellemzi. A Selmeci-hegység közel 65%-át erdők borítják (BALKOVIČ 2001, AMBRÓZ et al. 2009), melyek leggyakoribb állományalkotó fafaja a bükk (*Fagus sylvatica*), a gyertyán (*Carpinus betulus*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*). A tölvevelűek csak elegyfajként jelennek meg. A terület legelterjedtebb társulása a *Querceto-Carpinetum*

praefatricum (MIKYŠKA 1939). Az erdőket hegyi kaszálók és legelők tarkítják, melyeket az alullegettetés és a szükséges kaszálás hiánya jellemez.

Vizsgálatainkat az 1979-ben alapított, 776,3 km² kiterjedésű Štiavnické vrchy Tájvédelmi Területen végeztük, mely Szlovákia legnagyobb kiterjedésű védett természeti területe (AMBRÓZ et al. 2009). Ezen belül a Kopanice község mellett található 717 m magas Makoviště-hegy nyugati oldalát, valamint egy tőle keletre található, szomszédos hegyen lévő területet jelöltük ki a felmérésekre. A Makoviště-hegy északi és nyugati oldala meredek, míg déli és keleti oldala enyhébb lejtésű. Az alapkőzet andezit, melyen nagyon vékony barna erdőtalaj alakult ki. A Makoviště-hegy szinte egész felszíne sziklagörgeteggel borított, mely jó búvó- és telelőhelyeket biztosít a foltos szalamandrák számára. A nyugati oldalán található völgyben egy bányajárat van, ahol egész évben 40–50 cm mélységű vízállás van.

A környék legnagyobb vízteste a kopanicei halastó, mely egy mesterséges gáttal ellátott egykori bányató. A zsilipen és a túlfolyón keresztül távozó víz a völgyben található patakba kerül, mely a Richňava-patakba torkollik. Ebbe a patakba jut el a völgyben található egykori bányajárat vize is.

Élőhelytípusok elkülönítése

A Makoviště-hegy nyugati oldalán négy, a szomszédos hegyen egy további élőhelytípust választottunk ki (1. ábra). A hegy északnyugati oldalán az alacsonyabban fekvő részét szűk, meredek völgy jellemzi az ott futó, gyors folyású patakkal, a vegetáció szurdokerdő jellegű. Az „A” területen idősebb gyertyános-bükkös szegényebb aljnövényzettel, míg máshol „B” fiatal gyertyános-bükkös található gazdag cserjeszinttel. A délnyugati oldal jelentősen több napfényt kap, melegebb és szárazabb klíma jellemzi, a növényborítása viszont ritkább, az aljnövényzetet főleg fűfajok alkotják, a cserjeszint szinte teljesen hiányzik. A „C” élőhelyen az erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) elegyfajként jelenik meg a gyertyános-tölgyesben, míg a „D” élőhelyen csak szórványosan figyelhető meg a gyertyános-tölgyes társulásban. A szomszédos hegyen lévő, délnyugati fekvésű, meleg, nedves klímájú „E” élőhelyen bükkal egyes gyertyános-tölgyes társulás figyelhető meg, itt a cserjeszint jelentősebb. Az aljnövényzetet fűfélék és páfrányok alkotják.

Adatgyűjtés és feldolgozás módszerei

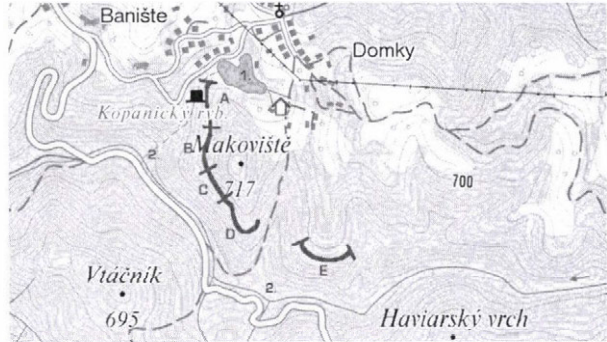
Az elkülönített élőhelytípusokon a következő adatok kerültek feljegyzésre: kitettség, vegetáció típusa, növényállomány sűrűsége, aljnövényzet sűrűsége, árnyékoltság, lejtőviszonyok és a talajfelszín kőborítása. Ezek mértékét 1–5 pontértékű skálán kategóriákba sorolva fejeztük ki.

A kifejlett állatok megfigyelését a Makoviště-hegy nyugati oldalán lévő élőhelytípusokban összesen 750 m (A: 230 m, B: 150 m, C: 120 m, D: 250 m), a keletre található megfigyelési területen (E) pedig 220 m hosszú szakaszon végeztük.

A terepi munkák során a nappali és az éjszakai, lámpázásos vizuális megfigyeléseinket egy erdészeti úton haladva végeztük, mert a hegyoldal meredeksége és a sziklagörgeteg miatt csak így lehetett megoldani a közlekedést. Így az adott élőhelyeket egy sáv mentén vizsgáltuk, az út mindkét oldalát kb. 5–5 méteres szélességben figyelve. A 3 év során összesen összesen 99 alkalommal végeztünk felmérést, melyből csak 19 alkalommal sikerült átala-

kult egyedeket megfigyelni. A befogott egyedek hátmintázatáról és a hasi oldalukról a helyszínen digitális fotót készítettünk, ivarukat azonosítottuk, morfometriai adataikat felvettük, a befogási helyek GPS-koordinátáit feljegyeztük.

- Jelmagyarázat**
-  bányajárat
 -  vizsgálati terület
 -  a vizsgálati útvonal
 -  köztűz
 - 1. kopanicei halastó
 - 2. Ruchlava patak



1. ábra. A foltossalmandra-állomány felmérésének helyszíne, a vizsgált szakaszok feltüntetésével (A: idős gyertyános-bükkös, B: fiatal gyertyános-bükkös, C: erdei fenyővel elegyes gyertyános-tölgyes, D: gyertyános-tölgyes, E: bükkal elegyes gyertyános-tölgyes).

Figure 1. Overview of the surveyed area, with the investigated sections (A: old beech-hornbeam forest, B: young beech-hornbeam forest, C: Scots pine mixed oak-hornbeam forest, D: oak-hornbeam forest, E: beech mixed oak-hornbeam forest).

A morfometriai jellemzők közül mértük: a törzshosszúságot (SVL: az orrcsúcs és a kloáka vége közötti távolságot), a farokhosszúságot, az elülső és hátsó végtag közötti távolságot, az elülső és hátsó végtag hosszúságát, a fej hosszúságát és szélességét, valamint a testtömegértékeket. A különböző testméretek felvételére mm pontosságú vonalzókat használtunk. A testtömeget 0,05 g pontosságú digitális mérleggel (SL-400 A) mértük. Az adatok feljegyzését követően az egyedeket a befogás helyén szabadon engedték.

A lárvákat a völgyben található Richňava-patak kiválasztott 1500 m hosszú szakaszán vizsgáltuk. A patak mellett figyelemmel kísértük azon egyéb víztesteket is, melyekben szalamandralárvák jelenlétét észleltük. A patakban elkülönített mederszakaszoknál a következő adatok kerültek feljegyzésre: a mederszakasz jellege (medence vagy gázló), a víz mélysége, az aljzat anyaga (homokos, köves, sziklás), a makrobentosz tagjainak jelenléte (kézhálós gyűjtéssel), valamint az árnyékoltság és a vízsebesség, 5 fokozatú skálaértéken.

Vizsgálatainkat a Szlovák Környezetvédelmi Minisztérium által kiállított engedélyben (száma: 5416/2008-2.1/jam.) foglaltak szerint végeztük.

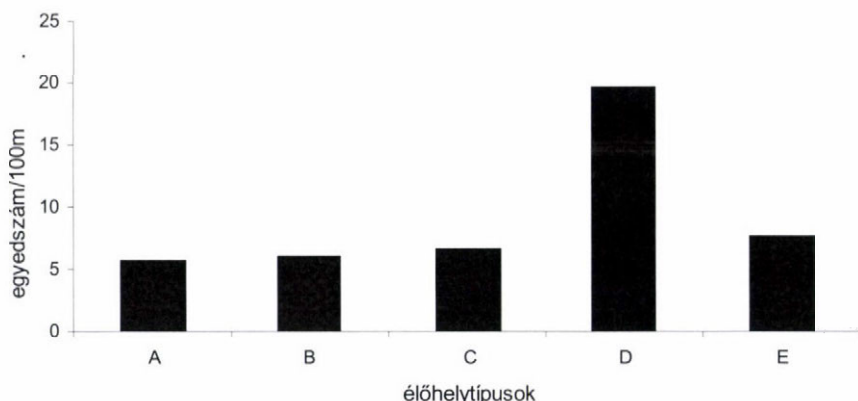
Az öt élőhelytípus összehasonlítására a 4 környezeti változó (lejtőviszonyok, aljnövényzet sűrűsége, köszorás, árnyékoltság) alapján az euklidészi távolság mátrixából csoportátlag módszerrel (UPGMA) hierarchikus osztályozást végeztünk. Ugyanezen 4 környezeti változó és a 100 m-re jutó felnőtt szalamandrák egyedszámának variancia-kovariancia mátrixából centrális főkomponens-elemzést (PCA) készítettünk. A mederszakaszokban talált lárvák egyedszáma és az ordinális élőhelyi változók (árnyékoltság, vízsebesség) közötti kapcsolat feltárására Spearmann-féle rangkorrelációs elemzést használtunk. Valamennyi elemzést az R statisztikai programcsomaggal végeztük (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009).

Eredmények és értékelésük

A faj élőhely-preferenciája

A legtöbb egyedet a „D” élőhelytípusban figyeltük meg, a többi helyen jelentősen kisebb volt a befogott példányok száma (2. ábra). A jelentős egyedszámbeli eltérés arra enged következtetni, hogy a foltos szalamandrának a gyertyános-tölgyes „D” élőhelytípus kínálta feltételek felelnek meg a leginkább. A többi élőhelytípusban az egyedszám jóval alacsonyabb, egymáshoz igen hasonló értéket mutatott.

Ez az eredmény azért érdekes, mert az élőhelyek vizsgált környezeti paraméterek (lejtés, az aljnövényzet, a kőszórás, az árnyékoltság) alapján történt hierarchikus osztályozása nem mutatta ki a „D” terület éles elkülönülését a többitől. Ellenkezőleg, az „A” idős gyertyános-bükkös élőhelytípus különült el a többitől markánsan. A fiatal gyertyános-bükkös „B” élőhely sokkal nagyobb hasonlóságot mutatott a bükkal elegyes gyertyános-tölgyessel borított „E” területtel, a „C” és „D” élőhelytípus között az osztályozás nem mutatott különbséget. Mindkettőt gyertyános-tölgyes alkotja, az élőhelyek csak az erdei fenyő előfordulási gyakoriságában különböznek.



2. ábra. A foltos szalamandra 100 m mintavételi szakaszra eső egyedszámjai az egyes élőhelytípusokban (A: idős gyertyános-bükkös, B: fiatal gyertyános-bükkös, C: erdei fenyővel elegyes gyertyános-tölgyes, D: gyertyános-tölgyes, E: bükkal elegyes gyertyános-tölgyes).

Figure 2. Number of captured salamandra specimens/100 m in the different habitats (A: old beech-hornbeam forest, B: young beech-hornbeam forest, C: Scots pine mixed oak-hornbeam forest, D: oak-hornbeam forest, E: beech mixed oak-hornbeam forest).

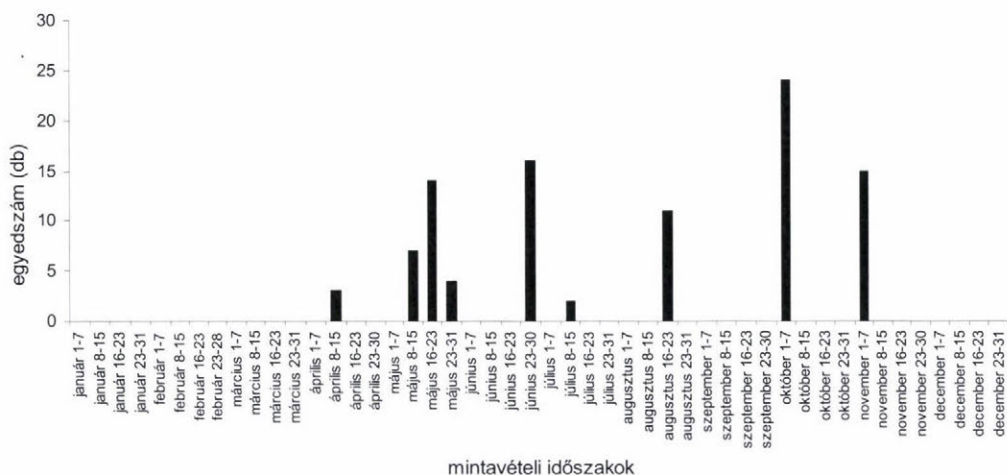
Az elkülönített élőhelytípusok környezeti változói mellett a 100 m szakaszra eső egyedszámot újabb változóként bevonva, a centrált főkomponens-elemzés megerősítette, hogy a „D” élőhely a rendkívül magas abundanciaértéke miatt jelentősen elkülönül a többitől, míg az élőhelyi paraméterek nem mutatnak lényeges különbséget az egyes élőhelyek között.

Annak eldöntésére azonban, hogy a foltos szalamandra élőhelypreferenciáját valójában milyen egyéb környezeti paraméterek befolyásolják, további vizsgálatok szükségesek.

A faj megfigyelhetősége, szezonális aktivitása

A 3 év felmérései során a legkorábban megfigyelt egyedek 2009. április 10-én kerültek befogásra, míg a legkésőbbieket 2007. november 3-án délelőtt találtuk a már zúzmarás avaron. Felméréseink alapján a foltossalamandra-állomány tavasszal és kora nyáron, valamint ősszel mutatott nagyobb aktivitást (3. ábra). A nyári sikeres mintavételek mindegyike esőben vagy esős idő után történt. Az áprilistól júniusig tartó időszakban a magasabb aktivitás valószínűleg elsősorban a lárvalerakásnak, a hibernációt követő fokozott táplálkozási aktivitásnak tudható be. Az őszi időszakra jellemző aktivitást pedig feltehetően a párzás és a telelőhelyre való vonulás okozhatja. NEČAS et al. (1997) szerint a foltos szalamandra párzása ősszel történik, míg más szerzők (SCHORN & KWET 2010) úgy tartják, hogy az a tavasztól őszig terjedő időszakban bármikor előfordulhat. Megfigyeléseink azt mutatták, hogy az ősszel befogott hímek kloákája sokkal duzzadtabb volt (a kloákanyílás kissé szétnyílt), mint az év más időszakaiban látottaké, ami utalhat a fokozott szexuális aktivitásra.

A mintavételek sikeressége és a talált egyedek száma szorosan összefüggött a csapadék előfordulásával. A foltos szalamandra főleg esős időben, vagy az azt követő 1–2 napon figyelhető meg a legnagyobb valószínűséggel.

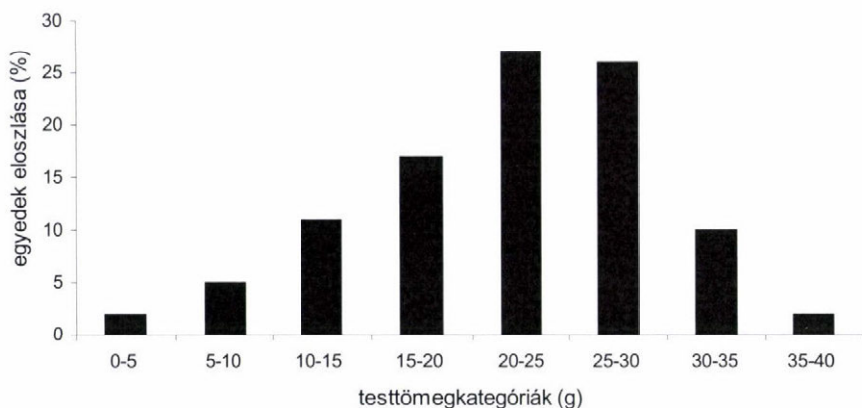


3. ábra. A foltos szalamandra 3 év során megfigyelt, egy hetes intervallumokban összesített egyedszámainak szezonális eloszlása valamennyi élőhely adatait figyelembe véve.

Figure 3. Seasonal changes of the number of captured salamandra specimens during the 3 years.

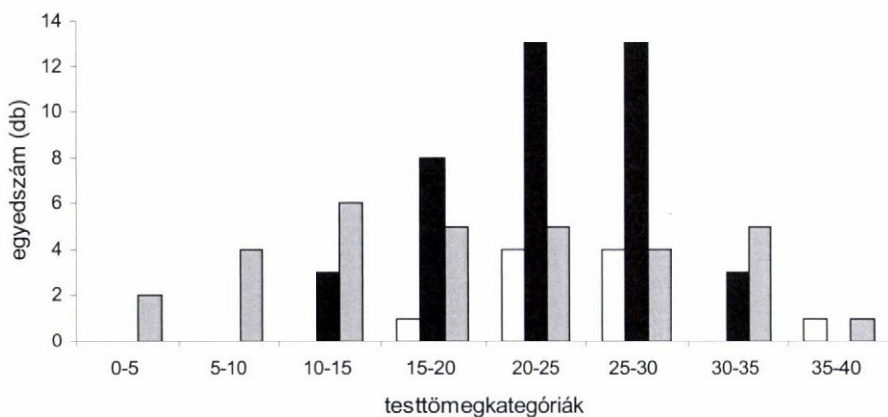
Kifejlett egyedek morfometriai vizsgálata

WARBURG (2008) szerint a szalamandrák életének első 9–10 évében nő jelentősen a testhosszúságuk és a testtömegük. Később már csak a testtömegük növekszik. Vizsgálataink azt mutatják, hogy a befogott egyedek több mint felének a testtömege 20 és 30 g között mozog (4. ábra). Az adatok normál eloszlást mutatnak, a legtöbb egyed az átlagos testtömeg körüli értéket mutatja, az ennél kisebb vagy nagyobb tömegűek száma fokozatosan csökken.



4. ábra. Az összes megfigyelt egyed számának %-os megoszlása testtömeg-kategóriánként.
Figure 4. Rate of the specimens within the different body weight compartments.

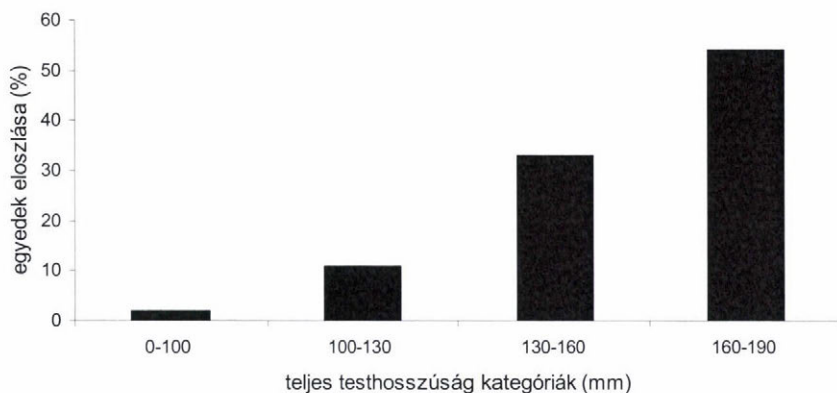
A testtömeg ivar szerinti eloszlásának vizsgálatánál meg kell említeni, hogy a 10–15 grammnál kisebb testtömegű egyedek ivarát meghatározni nem tudtuk, mivel még nem érték el az ivarérettséget, ezért a fajra jellemző ivari dimorfizmus jelei nem figyelhetők meg. A 15-től 30 grammig terjedő intervallumban a befogott egyedek túlnyomó részét a hímek, míg a legmagasabb kategóriába sorolt 35–40 g testtömegű egyedek felét a nőstények adják (5. ábra).



5. ábra. Az adott testtömeg-kategóriákba tartozó egyedek ivar szerinti megoszlása (fehér oszlopok – nőstények, fekete – hímek, szürke – nem azonosított ivarú).

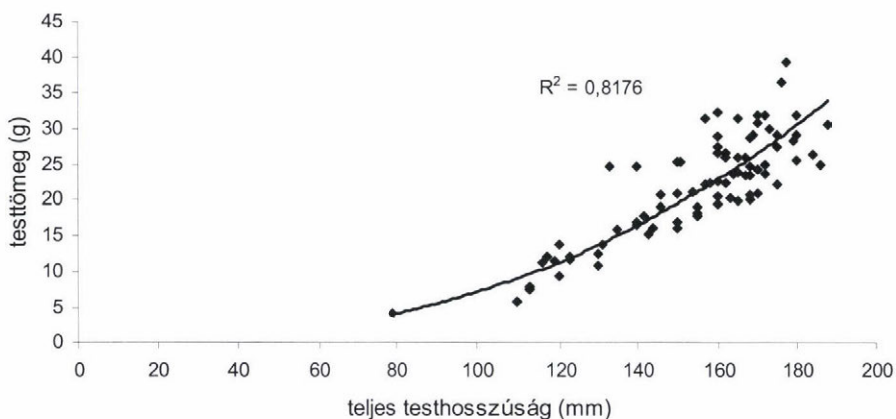
Figure 5. Distribution of males and females in the different body weight compartments (white bars – females, black – males, grey – unidentified sex).

A testhosszúági kategóriák növekedésével egyenletesen nő az azokhoz tartozó egyed-szám is. A befogott egyedek több mint felének a teljes testhosszúsága 160 és 190 mm között található (6. ábra).



6. ábra. Az összes megfigyelt egyed számának %-os megoszlása az egyes teljes testhosszúság-kategóriák között.

Figure 6. Rate of the specimens within the different total body length compartments.



7. ábra. A testtömeg és a teljes testhosszúság közti kapcsolat erőssége, exponenciális trendvonalal közelítve.

Figure 7. Relationship between the body weight and the total body length.

Az egyes testméretek között többnyire szoros összefüggést kaptunk a regressziós analízisek során. Igen szoros összefüggést találtunk például a teljes testhosszúság és az SVL érték között ($R^2 = 0,9218$). A teljes testhosszúság és a farokhosszúság között a korreláció mér-

téke kisebb volt ($R^2 = 0,8422$), jelezve, hogy adott testhosszúságon belül a farokhosszúság nagyobb változatosságot mutat.

Ha a testtömeget a teljes testhosszúsághoz viszonyítjuk, akkor viszonylag erős összefüggést találunk ($R^2 = 0,8176$), de láthatóan az idősebb állatok nagyobb testméretei már magasabb szórást jeleznek (7. ábra).

A lárvanevelésre alkalmas vizes élőhelyek azonosítása

A lárvanevelésre alkalmas vizes élőhelyek felmérése során több víztestben is sikerült foltosszalamandra-lárvákat találnunk. A lárvanevelkedésre leginkább megfelelő egyik víztest a völgyben folyó Richňava-patak volt, melyet részletesebben, szakaszokra osztva is megvizsgáltunk. Ezen kívül lárvákra bukkantunk még egy vízszivárgásnál, a völgyben található bányajáratban és egy forrás által táplált kis medencében is.

A bányajáratban egész évben víz van, ezért a foltos szalamandrák minden évben felkeresik a larvakeresési időszakban. Több alkalommal is találtunk ott nőtényi egyedeket. A bányajárat aljzatát finom törmeléssel fedett köfelszín alkotja, a bejárat közelében jelentős mennyiségű lehullott falevéllal. A víztestben korlátozott számban vannak jelen bolharák (*Gammarus* spp.), melyek fontos zsákmányállatai a szalamandalárváknak (WOOSTER 1998). A napfény csak pár órán keresztül süt be a bányajáratba, akkor is csak a bejáratától 1–2 m távolságig. Vize soha nem fagy be, így alkalmas a kedvezőtlen körülmények miatt lassabban fejlődő lárvák áttelelésére. Az áttelelő lárvák jelenlétének köszönhetően a legkülönbözőbb méretű és fejlettségű lárvák egyidejűleg megfigyelhetők egymás mellett.

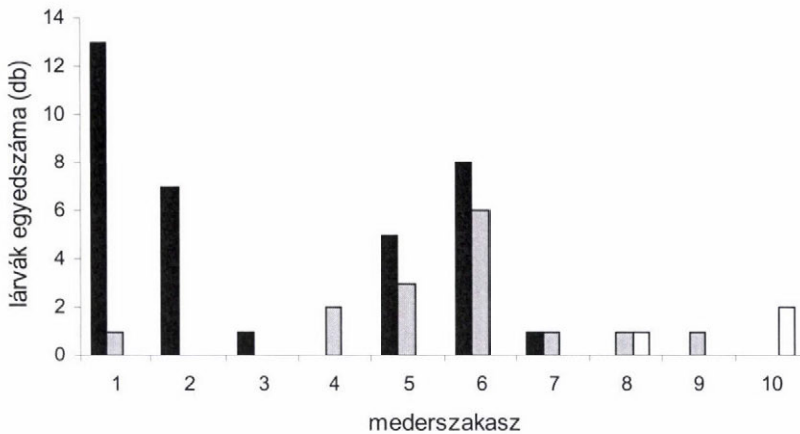
A lárvanevelkedésre legkevésbé alkalmas vízszivárgás vízterében, ahol igen kevés táplálék állt rendelkezésre, a 2008 és 2009 évek korai lárvanevelkedési időszakában megfigyeltük az egyedszám folyamatos csökkenését. Ennek oka a ragadozók fogyasztása, vagy a lárvák közötti kannibalizmus volt. Számos esetben figyeltünk meg egyedeket csonka lábbal vagy külső kopoltyúval, főleg azokban az időszakokban, amikor a vízszint jelentősen lecsökkent.

Lárvafelmérések a Richňava-patakban

A Richňava-patakban elkülönített 10 mederszakaszban végzett makrobentosz-felmérések kimutatták, hogy leggyakrabban a bolharák (*Gammarus* spp.), tegzesek (Trichoptera fajok), csővájóférgek (*Tubifex* spp.) fordulnak elő, amelyek mind potenciális zsákmányállatai a fejlődő szalamandalárváknak.

A Richňava patak vízszintje a három vizsgálati év nyarán folyamatosan csökkent, a vízmélység gyakran a tavasszal mért érték felére esett vissza. Hevesebb esőzések során rövid időre jelentősebben megnőtt a patak vízhozama, fokozva a lesodródás veszélyét.

Vizsgálataink jól mutatják a három időpont közötti különbséget (8. ábra). Kezdetben a legfelső (1. és 2.) és a középső (5. és 6.) medence jellegű szakaszokon figyeltük meg az egyedek többségét. A következő mintavétel során a felső szakaszon jelentősen, a középsőn kisebb mértékben csökkent az egyedszám. Az augusztusi felméréskor már csak a legalsó szakaszokon (8. medence, 10. gázló) találtunk lárvákat. A patak alsó, vizsgálati területén kívül eső szakaszain már ragadozó halak is találhatóak, amelyek jelentős pusztítást okozhatnak a lesodródott lárvák állományában.



8. ábra. A lárva egyedszámának változása a Richnáva-patak mederszakaszaiban (fekete oszlopok – 2008.06.10., szürke – 2008.06.22., fehér – 2008.08.04.).

Figure 8. Distribution of larvae in different sections of the Richnáva-brook (black bars – 10.06.2008, grey – 22.06.2008, white – 04.08.2008).

Lárvafelméréseink kimutatták, hogy a gázlóban átlagosan 0,6, míg a medencékben 2,6 lárva volt. Ennek oka az, hogy a medencékben kisebb a lesodródás veszélye, valamint a táplálékhoz is könnyebben hozzájuthat a lárva.

Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk annak eldöntésére, hogyan befolyásolja az árnyékoltság és a vízsebesség a lárva abundanciáját és a sikeres mintavételek számát. A rangkorrelációs táblázatból kitűnik (1. táblázat), hogy az egyedszám és a sikeres mintavételek száma között kapcsolat van, továbbá gyenge negatív kapcsolat mutatkozik a vízsebesség és az egyedszám között. A vízsebesség növekedésével növekszik a lesodródás esélye is, a gyors folyású szakaszokon a lárva kevésbé tudnak megmaradni, valószínűleg a táplálék is kevesebb és nehezebben elfogható.

1 táblázat. Spearman-féle rangkorreláció a lárva egyedszáma és az ordinális élőhelyi változók között. (N=abundancia, sm= sikeres mintavételek száma).

Table 1. Spearman rank correlation between the number of individuals and the habitat attributes (shadiness, speed of water flow) (N: number of individuals, sm: number of succesful samplings).

	N	sm	árnyékoltság	vízsebesség
N	1			
sm	0,919	1		
árnyékoltság	0,023	0,078	1	
vízsebesség	-0,296	-0,515	0,05	1

Következtetések

A Selmeci-hegységben, a Štiavnické vrchy Tájvédelmi Területen végzett felméréseink alapján megállapíthatjuk, hogy a vizsgált élőhelyek jelentős természetvédelmi értéket képviselnek, hiszen a foltos szalamandra teljes életciklusának biztosítanak teret. Megtalálhatóak benne a szaporodás szempontjából fontos vizes élőhelyek, a nyári időszakban használt táplálkozó- és búvóhelyek, valamint a telelőhelyek egyaránt.

Vizsgálataink alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a foltos szalamandra a búvóhelyekben gazdag lomblevelű erdőket kedveli, leginkább a gyertyános-tölgyest részesítette előnyben. A vizsgálatba vont környezeti paraméterek azonban nem adtak egyértelmű magyarázatot arra, hogy miért ebben az élőhelytípusban fordultak elő legnagyobb számban.

A faj szezonális aktivitásának vizsgálata a szakirodalommal megegyező eredményt hozott, mely szerint a szalamandrák főleg tavasszal és ősszel aktívak. A faj megfigyelhetősége erősen kötődik az esős időjáráshoz, ugyanis szinte csak esőben vagy esőt követő 1–2 napon találtunk aktívan mozgó felnőtt egyedeket.

Testméreteik felvételével és összehasonlításával bizonyítást nyert, hogy a teljes testhosszúság és az SVL, valamint a teljes testhosszúság és farokhosszúság között szoros a kapcsolat. Az idősebb, nagyobb testhosszúságú egyedek között a testtömeg-értékekben már jelentősebb eltérések figyelhetők meg, aminek részben az ivari sajátosság, másrészt az aktuális tápláltsági állapot lehet az oka.

Terepi bejárásaink során sikerült feltérképeznünk azokat a víztesteket, amelyekben a foltos szalamandra lárvái fejlődnek, valamint a Richňava-patak azon mederszakaszait, melyekben szintén megtalálhatóak. A patak kiválasztott mederszakaszaiban a több időpontban végzett felmérések során erős lesodródást figyeltünk meg. A mederszakaszok tulajdonságai közül a víz sebessége és a megfigyelt egyedszám között gyenge negatív kapcsolat mutatkozott.

Köszönetnyilvánítás. Köszönjük a Szlovák Környezetvédelmi Minisztériumnak, hogy engedélyezték a munka elvégzését. A terepi munkában nagy segítséget nyújtott DOBAY GÁBOR. Az adatok statisztikai elemzésében SÁLY PÉTER tanszéki mérnök (SZIE, Állattani és Állatökológiai Tanszék) nyújtott nélkülözhetetlen segítséget.

Irodalomjegyzék

- ALLAN, J. D. (1995): *Stream Ecology*. Chapman & Hall, New York, 388 pp.
- AMBRÓZ, L., LACIKA, J., ONDREJKA, K. & ŠUBOVÁ, D. (2009): *Národné parky Slovenska*. Dajama, Bratislava, 128 pp.
- BALKOVIČ, J. (2001): Chosen ecological analyses of forest communities in Štiavnické vrchy mountains. *Ekológia (Bratislava)* 20(4): 390–403.
- BLAUSTEIN, A. R. & KIESECKER, J. M. (2002): Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5: 597–608.

- BURGGREN, W. W. & JUST, J. J. (1992): Developmental changes in physiological systems. In: FEDER, M.E. & BURGGREN, W.W (eds): *Environmental physiology of amphibians*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 467–530.
- ČUKA, P. (2004): Zemepisno-vlastivedná charakteristika územia. In: FÁBRYOVÁ, M. & KORDOVÁNER, J (eds): *Štiavnické vrchy – textová časť*, VKÚ, Akciová spoločnosť, Harmanec, 38 pp.
- CSILLÉRY, K. & LENGYEL, SZ. (2004): Density dependence in stream-dwelling larvae of fire salamander (*Salamandra salamandra*): a field experiment. *Amphibia-Reptilia* 25: 343–349.
- FUNK, W. C., GREENE, A. E., CORN, P. S. & ALLENDORF, F. W. (2005): High dispersal in a frog species suggests that it is vulnerable to habitat fragmentation. *Biology Letters* 1: 13–16.
- GARDNER, T. (2001): Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24: 25–44.
- HOMOLKA, M. & KOKES, J. (1994): Effect of air pollution and forestry practice on the range and abundance of Salamandra salamandra. *Folia Zoologica* 43: 49–56
- JOLY, J. (1963): La sédentarité et le retour au gîte chez la Salamandra tachetée. *Comptes Rendus de l'Académie des sciences*, Paris 256: 3510–3521.
- KLEMBARA, J. & BARTÍK, I. (2000): Herpetofauna povodia Gidry. *Folia faunistica Slovaca* 5: 171–175.
- MIKYŠKA, R. (1939): Studie über die natürlichen Waldbestände im Slowakischen Mittelgebirge. Ein beitrage zur Soziologie der Karpathenwälder. *Botanisches Zentralblatt* 59: 169–244.
- NEČAS, P., MODRÝ, D. & ZAVADIL, V. (1997): *Czech recent and fossil amphibians and reptiles*. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, Germany, pp. 30–31.
- PERRET, N., PRADEL, R., MIAUD, C., GROLET, O. & JOLY, P. (2003): Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *Journal of Animal Ecology* 72: 567–757.
- PETRANKA, J. W., SMITH, C. K. & SCOTT, A. F. (2004): Identifying the minimal demographic unit for monitoring pond-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14: 1065–1078.
- POUGH, F. H., ANDREWS, R. M., CADLE, J. E., CRUMP, M. L., SAVITZKY, A. H. & WELLS, K. D. (2001): *Herpetology*. New Jersey, Prentice-Hall, 736 pp.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2009). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- SCHORN, S. & KWET A. (2010): *Feuersalamander*. Terrarien Bibliothek, Natur und Tier – Verlag GmbH, Münster, 141 pp.
- SCHULTE, U., KÜSTERS, D. & STEINFARTZ, S. (2007): A PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in a Middle European habitat *Amphibia-Reptilia* 28: 531–536.
- SMITH, M. A. & GREEN, D. M. (2005): Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110–128.
- STEINFARTZ, S., WEITERE, M. & TAUTZ, D. (2007): Tracing the first step to speciation – ecological and genetic differentiation of a salamander population in a small forest. *Molecular Ecology* 21: 4550–4561.
- STUART, S. N., CHANSON, J. S., COX, N. A., YOUNG, B. E., A. RODRI'GUEZ, S. L., FISCHMAN, D. L. & WALLER, R. M. (2004): Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- THIESMEIER, B. & SCHUMACHER, H. (1990): Causes of larval drift of the Fire salamander, *Salamandra salamandra terrestris*, and its effects on population dynamics. *Oecologia* 82: 259–263.
- THIESMEIER, B. & GROSSENBACHER, K. (2004): *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) – Feuersalamander. In THIESMEIER, B., GROSSENBACHER, K. WIESBADEN: *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas: Schwanzlurche*. Aula Verlag, Wiesbaden pp. 1059–1132.
- UHRIN, M. & HAPL, E. (2004): Prehľad stavovcov (*Vertebrata*) Muránskej planiny. Review of vertebrates (*Vertebrata*) of the Muránska Planina Mts., *Reussia* 1, Suppl.: 311–332.
- WEITERE, M., TAUTZ, D., NEUMANN, D. & STEINFARTZ, S. (2004): Adaptive divergence vs. environmental plasticity: tracing local genetic adaptation of metamorphosis traits in salamanders. *Molecular Ecology* 13: 1665–1677

- WITKOWSKI, Z.J., KRÓL, W. & SOLARZ, W. (eds) (2003): *Carpathian list of endangered species*. WWF and Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Vienna–Krakow, 84 pp.
- WOOSTER, D. E. (1998): Amphipod (*Gammarus minus*) responses to predators and predator impact on amphipod density. *Oecologia* 115(1–2): 253–259.
- WILBUR, H. M. (1980): Complex life cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 67–93.

Survey of a *Salamandra salamandra* L. population in the Selmec Mountains (Slovakia)

GERGELY DOBAY & ISTVÁN KISS

Department of Zoology and Animal Ecology, Szent István University; Páter K. u. 1, H-2103 Gödöllő, Hungary
E-mail: gergely.dobay@gmail.com, kiss.istvan@mkk.szie.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 165–177.

Abstract. Surveys on the fire salamander (*Salamandra salamandra* L.) in the Selmec (Štiavnica) Mountains in Slovakia up to now have been focused only on the detection of the species. Present research was carried out in several habitat types of *Salamandra salamandra* near Kopanice village, during 2007–2009. Our aim was to detect the spatial distribution, habitat preference and seasonal observability of the metamorphosed individuals and to examine the morphometric marks of the uniquely identified specimens. The study was carried out in the Richňava stream to trace the development of larvae and the changes of their spatial distribution over time. Ninety-six metamorphosed individuals were captured in the area; the number of recaptures was low. We managed to define the sex at about half of the examined specimens, of which 79% were males and 21% females. The highest activity was detected during spring and autumn, primarily in rainy weather. The habitats differed in both density and in the level of seasonal activity. The full grown individuals clearly preferred the oak-hornbeam habitats, where 77% of the examined specimens occurred. The main threats for the larvae developing in the Richňava stream is drifting, since their number significantly decreased during the consecutive sampling in the upper waterbody sections. We were able to detect larvae only in the basin-like (pool like) watercourses.

Keywords: Selmec Mountains, *Salamandra salamandra*, habitat preference, seasonal activity, sex ratio, distribution of larvae.

A molekuláris és morfológiai módszerek előnyei és hátrányai a rendszertani kutatásokban; egy toxikus példa, avagy az arab fűrészpikkelyes-vipera (*Echis coloratus*) fajcsoport esete*

BABOCSAY GERGELY

Károly Róbert Főiskola, Természeti Erőforrás-gazdálkodási és Vidékfejlesztési Kar, Környezettudományi Intézet, H-3200 Gyöngyös, Mátrai út 36. E-mail: gergely_babocsay@yahoo.com.

Összefoglalás. Az utóbbi évtizedekben a taxonómiában, így a herpetofaunára irányuló rendszertani vizsgálatokban is robbanásszerűen hódítottak teret a molekuláris módszerek. A korábban szérum-fehérjékre, ma pedig mindinkább mitokondriális és mag-DNS-re alapozott filogenetikai vizsgálatok nagymértékben segítenek az új és régi taxonok leszármazási kapcsolatainak felderítésében, mi több, segítségükkel a törzsfá elágazásainak idejét is nagy pontossággal meg tudják becsülni. A molekuláris vizsgálatok anyagainak beszerzése azonban költséges és gyakran időigényes. Ugyanakkor, a lassan több mint két évszázada gyűlő múzeumi példányok sokasága áll rendelkezésre, lehetővé téve a részletes morfológiai elemzéseket. Azon túl, hogy a hagyományos taxonómiai vizsgálatok főként morfológiai elemzéseken alapultak, a nagyszámú konzervált egyed segítségével a többnyire kis mintaszámra épülő molekuláris módszereknel sokkal pontosabban lehet meghatározni egy-egy faj elterjedési területét, és ezen belül leírható a földrajzi morfológiai változatosságuk is. Ez utóbbi két szempontnak gyakorlati jelentősége van. Például a fajok és populációk elterjedésének pontos ismerete a természetvédelmi elemzéseket, döntéseket és beavatkozásokat segíti. Mérgekgígyók esetén a hatékony orvosi beavatkozások alapja egy adott faj elterjedésének és morfológiai változatosságának, vagyis területenkénti külső megjelenésének ismerete. Írásomban az arab fűrészpikkelyes-vipera fajcsoport (*Echis coloratus* komplex) példáján mutatom be, hogy a múzeumi gyűjteményekre alapozott morfológiai vizsgálatok és az ideális esetben élő anyagra épülő molekuláris filogenetikai elemzések csak együtt képesek teljes képet adni egy adott csoport rendszertani és biogeográfiai helyzetéről.

Kulcsszavak: Biodiverzitás, *Echis coloratus* fajcsoport, földrajzi morfológiai változatosság, múzeumi gyűjtemények, taxonómia.

Bevezetés

A rendszertani kutatásokban mára általánosan elfogadott az az álláspont, miszerint az osztályozásnak nem elég a fenetikus hasonlóságon vagy különbségeken alapulnia, hanem a taxonok fejlődéstörténetét is tükröznie kell (ld. például HENNIG 1965, WILEY 1981, FROST & HILLIS 1990, DE QUERIOZ & GAUTHIER 1992, DE QUERIOZ 1997). Bár filogenetikai vizsgálatok (vagy a kladsztikus osztályozás) építhetők morfológiai adatokra (HILLIS & WIENS 2000), a molekuláris módszerek bizonyos állatcsoportoknál mára szinte teljes egészében

* Előadta a szerző a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természetudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

uralkodóvá váltak az elsődleges taxonómiai és szisztematikai folyóiratokban, míg a morfológiára épített vizsgálatok egyre inkább kiszorultak a tudományos irodalom fősodrából (BOERO 2010). Ezt a folyamatot tovább erősítette a biodiverzitás válságának globális felismerése és az 1992-es Biológiai Sokféleség Egyezmény nyomán felerősödő trend, amely jelentős anyagi eszközök átcsoportosítását eredményezte újabb, a biodiverzitás feltárását és hasznosítását elősegítő eszközök és módszerek kidolgozása érdekében. Ezek a források azonban főként a molekuláris vizsgálatokra épülő rendszertani kutatások számára nyíltak meg, és a hagyományos alaktani kutatások rendre a háttérbe szorultak. A jelenség további negatív folyamánya, hogy a morfológiára épülő rendszertani kutatások csökkenő presztízse (az eredmények gyakorlatilag megjelentethetetlenek a magas impakt faktorral rendelkező folyóiratokban) miatt a hagyományos taxonómiát művelő kutatók száma drasztikusan csökkent (BOERO 2010). Ezek a trendek azonban nem indokoltak, és a hagyományos taxonómiai módszerek kiszorulása jelentős információvesztéssel jár. Jelen írásomban a molekuláris és a morfológiai módszerek előnyeinek és hátrányainak rövid áttekintése után egy mérgekgígyó, az arab fűrészpikkelyes-vipera fajcsoportja (*Echis coloratus* komplex) példáján szeretném bemutatni, hogy vannak olyan esetek, ahol a molekulákra és a morfológiai karakterekre épített rendszertani vizsgálatok nem helyettesíthetik egymást, és csak a két módszer kombinációja adhat teljes képet egy fajcsoport rendszertanáról, és teheti az eredményeket a gyakorlatban is hasznosíthatóvá.

A molekuláris módszerek néhány előnye és hátránya

A molekulákra alapozott taxonómiai vizsgálatoknak számos előnye van a morfológiai elemzésekkel szemben (HILLIS 1987, HILLIS & WIENS 2000). A mostanában leggyakrabban használt, DNS-bázissorrendre épülő elemzések során a rendelkezésre álló karakterek száma szinte korlátlan (HILLIS 1987), a vizsgálatok többségénél gyakran eléri a több ezret. Morfológiai vizsgálatok esetében ez a szám általában csak néhány tíz, és csak kivételes esetekben éri el a néhány százat. A morfológiai karakterek ősi vagy modern jellegének megállapítása időnként komplex elemzéseket igényel (pl. MARX & RABB 1970, MARX et al. 1987, KORSÓS 2003), éppen ezért az alaktani karakterek a filogenetikai vizsgálatokban ritkábban használatosak.

A molekuláris karakterek szinte a teljes élővilág átfogó elemzését lehetővé teszik. Például az eukariótákban jelen lévő mitokondriumok DNS-ének vizsgálata révén a morfológiai karakterek alapján összehasonlíthatatlan fajok helyzete is több-kevesebb sikerrel meghatározható a törzsfán (pl. az ember és az éti csiga vajmi kevés összehasonlítható alaktani bélyeggel rendelkezik, de a citokróm-c oxidáz I enzim (COI) mitokondriális génjét mindkétben megtaláljuk). Ugyanakkor a molekuláris vizsgálatok képesek megmutatni a különbségeket a morfológiailag megkülönböztethetetlen testvérfajok között (HILLIS & WIENS 2000), vagy olyan fajok esetén, melyek morfológiáját nagyfokú konzervativizmus jellemzi, esetleg konvergencia révén távoli rokonságuk ellenére is alaktani hasonlóságot mutatnak. Egyes járványtani szempontból fontos mérgekgígyók vizsgálata során kiderült, hogy a morfológiai módszerek nem minden esetben alkalmasak a fajcsoportokon belüli taxonómiai törésvonalak világos megrajzolására. Például az ázsiai bambuszvipera (*Trimeresurus* s.l.) molekuláris vizsgálata során egyes morfológiai alapon elkülönített fajok parafiletikusnak

bizonyultak, azaz több különböző eredetű kláduszt foglaltak magukban (MALHOTRA & THORPE 2000, SANDERS et al. 2004). Feltételezhető, hogy az egyes populációk, továbbra is hasonló életmódjuk miatt, törzsfjlődésük során nem tértek el jelentősen külső alakítani jellegeikben, vagyis a génjeikben kialakuló eltéréseket morfológiájuk nem tükrözte, esetleg hasonlóságok későbbi konvergencia eredménye (SANDERS et al. 2004).

A DNS-molekulákra alapozott filogenetikai vizsgálatok egyik izgalmas lehetősége, hogy a vizsgált génszakasz megfelelő kalibráció után meghatározható mutációs rátájából megbecsülhető egy adott kládusz kora, és ezáltal arról is képet alkothatunk, hogy mikor és milyen paleoökológiai körülmények (például milyen geológiai vagy egyéb események) hatására vált önállóvá.

A molekulák ígéretes felhasználhatósági köre az élő szervezetek DNS-vonalkódjegyzékének létrehozása (*DNA barcoding*). Ez annyit jelent, hogy egy kiválasztott standardizált génszakasz, hasonlóan a kereskedelmi forgalomba hozott áruk vonalkódjához, az élőlények azonosítását szolgálná. A DNS-vonalkódnak számos gyakorlati előnye van. Amennyiben például rendelkezésre állnak referenciakódok, átfogó faunisztikai vagy florisztikai felmérések során segítséget nyújthatnak fajok gyors és könnyű azonosításában (EBACH & HOLDREGE 2005). A kígyómérgek azonosítása is egy speciális gyakorlati felhasználási terület lehet. A kígyómérgek használata az orvosélettani és biokémiai kutatásokban számos problémát vet fel. A mérgeskígyók gyakran meglehetősen tisztázatlan taxonómiai viszonyai miatt az irodalomban megjelentetett eredmények egy jelentős részében nem azonosíthatók a felhasznált kígyómérgek (WÜSTER & MCCARTHY 1996). Ezt a bizonytalanságot nagymértékben csökkenthetné a kígyómérgekből kivont DNS megfelelő szakaszainak vonalkódként való alkalmazása, ugyanis általuk a későbbiekben is azonosítható lehet egy kígyómérreg, függetlenül attól, hogy a mérgeskígyók rendszere hogyan változik az új rendszertani kutatások nyomán (POOK & MCEWING 2005). További haszna lehet a DNS-vonalkódnak, hogy a rutin szekvencia-meghatározások során előkerülő ismeretlen bázissorrendű, nem regisztrált DNS-szakaszok rámutathatnak egy addig ismeretlen taxon létezésére is, mely azután taxonómiai vizsgálat célpontja lehet (BLAXTER 2004, GREGORY 2005, DESALLE 2006). Ugyanakkor a számos szerző felhívja figyelmet arra, hogy a DNS-vonalkódok meghatározása semmiképpen sem helyettesítheti a taxonómiai elemzéseket (EBACH & HOLDREGE 2005, WILL et al. 2005, DE CARVALHO et al. 2007).

Bár a múzeumi példányokból való DNS-kinyerés területén jelentős előrelépések történtek (SCHANDER & HALANYCH 2003), a molekuláris módszerek egyik hátránya, hogy a formálinnal fixált múzeumi példányokból, de gyakran a száraz anyagokból is, még mindig nehezen nyerhető ki megfelelő fehérje- vagy DNS-szakasz, ezért a DNS-re alapozott vizsgálatok többnyire továbbra is friss szövetmintákat igényelnek. Ezek beszerzése gyakori, könnyen elérhető élőhelyen előforduló fajok esetében nem is jelent problémát, azonban a ritka vagy távoli, nehezen elérhető vidékeken előforduló fajok esetében gyakran nem, vagy csak igen korlátozott mértékben lehetséges (HILLIS 1987).

A morfológiai vizsgálatok előnyei és hátrányai

Hagyományosan a rendszertani vizsgálatok morfológiai adatokra épültek, és ma is széles körben használatosak. Használatuk azon a túlnyomórészt elfogadható feltételezésen

nyugszik, hogy az alaktani jellemzők genetikailag meghatározottak, és a karakterek változatossága nagyrészt a genetikai változatosságot tükrözi. Taxonómiai szempontból nem mindegy azonban, hogy a morfológiai változatosságot okozó genetikai változatosságért történeti vagy egyszerűen csak ökológiai tényezők felelősek. Előfordul, hogy egyes karakterek földrajzi változatossága mögött nem filogenetikai okok (pl. földrajzi izoláció, és azt követően differenciálódás és speciáció) húzódnak meg, hanem az adott szervezetet körülvevő környezet tényezőinek valamilyen térbeli változatossága és szelekciós hatása (THORPE et al. 1991, 1994, 1995), miközben a teljes elterjedési területen továbbra is történik szabad génáramlás. Például MALHOTRA & THORPE (1991) az *Anolis oculatus* nevű dominikai gyíkfa-jon végzett vizsgálatukban bemutatták, hogy a korábban elfogadott alfajok nem határolhatók le sem morfológiai sem földrajzi értelemben, és az egyes karakterek más és más környezeti tényezők mentén változnak.

A növényvilágban széles körben, de állatok esetében is számos esetben ismertek az alaktani jellemzőket érintő direkt, az embrionális fejlődés vagy a későbbi ontogenezis során ható környezeti hatások is. Többek között LINDSEY (1954) halakon, BLOUIN & BROWN (2000) kétéltűeken, FOX (1948), EHRLICH & WERNER (1993) és LOURDAIS et al. (2004) kígyókon mutatták ki a hőmérséklet hatását különböző merisztikus (számolható, pl. pikkely- vagy csigolyaszám) karakterek embrionális fejlődésére. MADSEN & SHINE (1993) egy természetes vízisikló-populációban, BONNET et al. (2001) kísérleti körülmények között gaboni viperák esetében demonstrálták a környezeti tényezők változatosságának fenotípusra gyakorolt közvetlen hatását. Több karakterrendszer (pl. pikkelyzet, színezet, testarányok stb.) összehangolt, egymással korreláló változatossága azonban a változatosság filogenetikus mivoltára utal (THORPE et al. 1991, 1994), és taxonómiai következtetések levonására alkalmas.

A morfológiai karaktereknek több előnye is van a molekuláris módszerekkel szemben. Egyik legfontosabb ezek közül a rendelkezésre álló vizsgálati anyag mennyisége. A világ múzeumi évszázadok óta halmozza fel az élővilág konzervált példányait, és teszik lehetővé még a világ nehezen megközelíthető részein élő szervezetek esetén is egy-egy csoport átfogó rendszertani elemzését (BABOCSAY et al. 2006) anélkül, hogy nagy költségek mellett létrehozandó és fenntartható laboratóriumokra volna szükség. Természetvédelmi, és mérgeškígyók esetében járványtani szempontból is különös jelentősége lehet az új taxonok morfológiai változatossága részletes leírásának, amelyet a molekuláris vizsgálatok nem tudnak biztosítani. A következőkben egy mérgeškígyó csoporton magam és más kutatók által végzett vizsgálatok kapcsán mutatom be, hogy a molekuláris és a morfológiai vizsgálatok hogyan egészítik ki egymást, és hogy a molekuláris vizsgálatok nem tudják kiváltani a morfológiai vizsgálatokat.

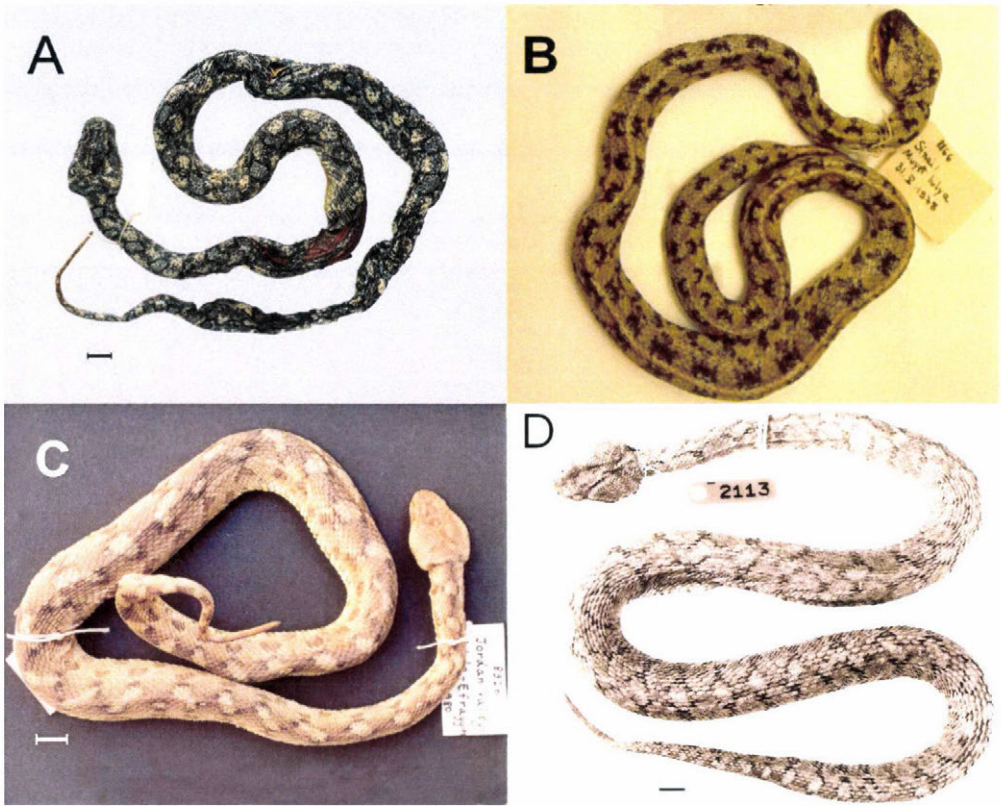
Egy példa a molekuláris és morfológiai módszerek együttes alkalmazásának szükségessége: az arab fűrészpikkelyes-vipera – *Echis coloratus* fajcsoport

A mérgeškígyókra (és általában a hüllőkre) irányuló rendszertani és ökológiai vizsgálatok ma virágkorukat élik. Ez több okra vezethető vissza. 1. a fajok nagy része relatíve könnyen gyűjthető, 2. pikkelyes kültakarójukra, egyszerű testfelépítésükre könnyen építhetők fel morfológiai és ökológiai elemzések, 3. a mérgeškígyók jelentős járványtani tényezők a

világ számos régiójában (WÜSTER & MCCARTHY 1996, CHIPPAUX 1998, CHENG & CURRIE 2004), és ez a tény megkönnyíti a rájuk irányuló kutatások finanszírozásának indoklását.

A mérgeskígyók esetében különös jelentősége van a „helyes” rendszer felállításának. Ezek az állatok zsákmányukat hatékony mérgükkel ölik meg. Mivel azonban a rendelkezésükre álló zsákmányfajok összetétele földrajzi régióként változhat, a hatékony zsákmányszerzés gyors méregevolúciót követel meg. A kígyómérgek minden faj feletti taxonómiai szinten (WÜSTER et al. 1997, MACKIESSY 2009), de egy-egy fajon belül is nagy változatosságot mutathatnak (DALTRY et al. 1996). Egyes újabb, méregevolúciót vizsgáló kutatások mind a mérge oldaláról (FRY et al. 2003), mind a vizsgált csoport evolúciója oldaláról (BARLOW et al. 2009, CASEWELL et al. 2009) összetett fejlődéstörténeti folyamatokra mutatnak rá. A mérgeösszetétel változatossága azonban a kígyómarások kezelésekor, illetve a toxinológiai vizsgálatok eredményeit illetően jelentős problémákat vethet fel. A tisztázatlan taxonómiai viszonyaik miatt egyes kiterjedt fajcsoportok esetében például a toxinológiai vizsgálatokban használt mérgek vagy a balesetet okozó példányok akár az esetek 75%-ában nem sorolhatók valamely jelenleg elfogadott taxonómiai csoporthoz (WÜSTER et al. 1997). Ez egyrészt számos toxinológiai vagy klinikai vizsgálat eredményének értékét kérdőjelezi meg, másrészt a marások ellenszérummal történő kezelése emiatt gyakran hatástalan marad (WARRELL 1997). A mérgeskígyók rendszertanának tisztázása tehát epidemiológiai szempontból rendkívül fontos feladat.

A fűrészpikkelyes-viperák vagy efák (*Echis* spp.) az ún. óvilági viperák (Viperinae) igen elterjedt és feltételezhetően sok fajjal rendelkező csoportja (PHELPS 2010). Az ide tartozó fajok Nyugat-Afrikától a Közel-Keleten és Közép-Ázsián át Kelet-Indiáig terjedtek el. Többségük száraz sivatagi, sztyeppi vagy szavanna jellegű élőhelyeket népesít be. A csoport rendszertani szempontból hosszú idő óta az egyik legkevésbé felderített mérgeskígyócsoport volt, miközben az ide tartozó fajok a világon évente bekövetkező körülbelül 125.000 halálos kígyómarás jelentős hányadáért felelősek (CHIPPAUX 1998). Az 1970-es évekig mindössze két fajra, az *E. carinatus*-ra (SCHNEIDER 1801) és az *E. coloratus*-ra (GÜNTHER, 1878) osztották a csoportot (POOK et al. 2009), majd néhány helyi taxon leírását követően CHERLIN (1990) tett jelentős lépéseket a genusz átfogó morfológiai elemzésére és fajainak meghatározására, azonban taxonómiai döntéseinek egy része azóta megkérdőjeleződött. A nem egyik önálló, rendkívül változatos megjelenésű fajcsoportját alkotó *E. coloratus* (1. ábra) teljes elterjedési területre kiterjedő többváltozós morfológiai elemzése egy új alfaj (*E. c. terraesanctae*) és egy új faj (*E. omanensis*) leírását eredményezte (BABOCSAY 2003, 2004). Legújabbban egy grandiózus, négy mitokondriális DNS-szakaszra alapozott vizsgálat (POOK et al. 2009) felállította a genusz rendszertanának „felgöngyölítését” nagyban segítő filogenetikai kereteket, és több faj érvényességét alátámasztotta, illetve újabb leszármazási vonalak létezését igazolta. A két fent említett elemzés azonban rámutat a két módszer valamelyikének egyedüli használatában rejlő hátulütőkre. Az *E. coloratus* morfológiai vizsgálatokor közel 380 múzeumi példányt használtam fel a faj teljes elterjedési területéről (2. ábra). Ezek a példányok az elmúlt 150 évben halmozódtak fel a világ több természettudományi múzeumában (a múzeumok listáját és a példányok katalógusszámát ld. az idézett cikkekből). POOK et al. (2009) elemzésükhöz 74 mintát használtak, lefedve a genusz teljes elterjedési területét, illetve az összes ismert vagy feltételezett fajt és alfajt. Munkájukban az *Echis coloratus* fajcsoportot mindössze 17 (8 *E. coloratus* és 9 *E. omanensis*) minta képviselte az elterjedési terület szórványos pontjairól (2. ábra).

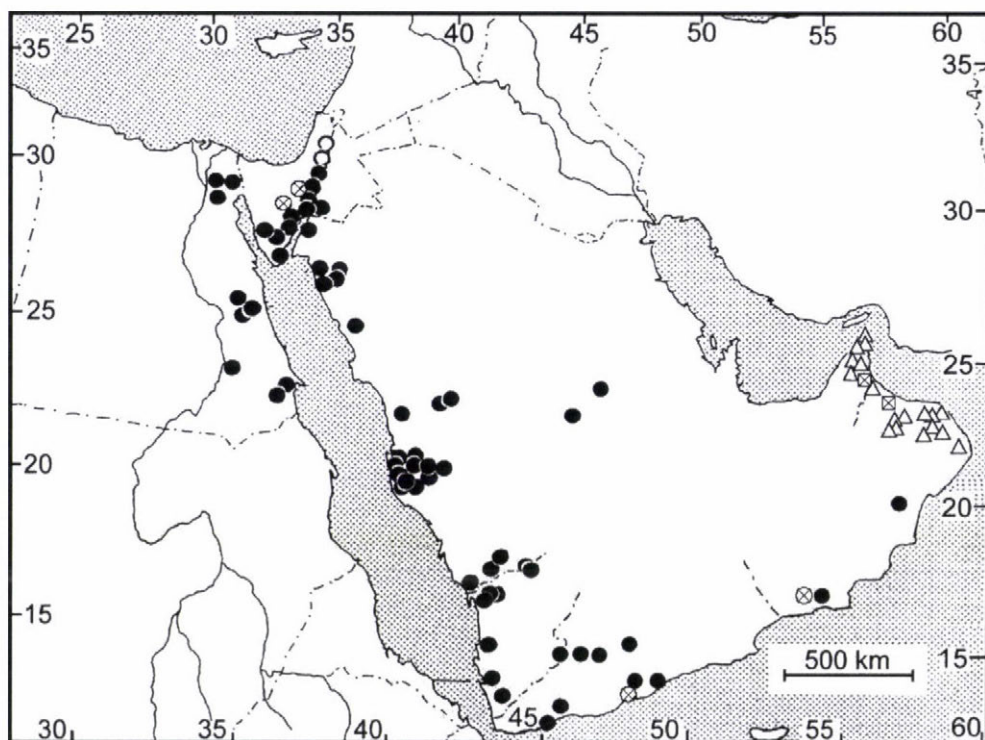


1. ábra. Az *Echis coloratus* fajsoprotot feltűnő morfológiai változatosság jellemzi. A morfológiai változatosság leírásának a természetvédelmi és – mérgeskígyók esetében – epidemiológiai jelentősége van. A. *E. c. coloratus* (BMNH 1946.1.20.84, holotípus; ♀; Szaúd-Arábia, Midian, Jebel Sharr); B. *E. c. coloratus* (HUI-R 8866; ♀; Egyiptom, Sínai-félsziget, Muya Lúlia); C. *E. c. terraesanctae* (HUI-R 8926, holotípus; ♀; Ciszjordánia, Szamária, Ma'ale Efraim (Izrael); D. *E. omanensis* (BMNH 1973.2113; holotípus; ♂; Egyesült Arab Emírátsok, Masafi-régió, Wadi as Siji). Aránymérték=10mm.

Figure 1. The *Echis coloratus* complex shows a remarkable geographic variation in morphology. Description of this variation has a great importance of nature conservation and of epidemiology. A. *E. c. coloratus* (BMNH 1946.1.20.84, holotype; ♀; Jebel Sharr, Midian, Saudi Arabia); B. *E. c. coloratus* (HUI-R 8866; ♀; Muya Lulia, Sinai, Egypt); C. *E. c. terraesanctae* (HUI-R 8926, holotype; ♀; Ma'ale Efraim, Samaria, Cisjordan (Israel); D. *E. omanensis* (BMNH 1973.2113; holotype; ♂; Wadi as Siji, Masafi region, United Arab Emirates). Scale bar=10mm.

Tekintve, hogy a fajsoprot a nyugati állampolgárok számára nehezen megközelíthető közel-keleti államokban (elsősorban az Arab-félszigeten) fordul elő, ez nem is meglepő. A molekuláris vizsgálatok megerősítették az *E. omanensis* önálló faji mivoltát, de az *E. c. terraesanctae* a vizsgált gének alapján nem bizonyult önálló filogenetikai vonalnak. A molekuláris óra segítségével meghatározható volt az *E. coloratus* és az *E. omanensis* szétválásának hozzávetőleges időpontja is (~9 millió év), illetve a fajsoprotnak a génusz többi faj-

csoportjához viszonyított helyzete. Természetesen a csoport filogenezisének elemzése összetett morfológiájuk alapján nagyon nehéz lett volna, és talán nem is lehetne olyan tiszta képet kapni általa, mint a molekuláris vizsgálatok révén.

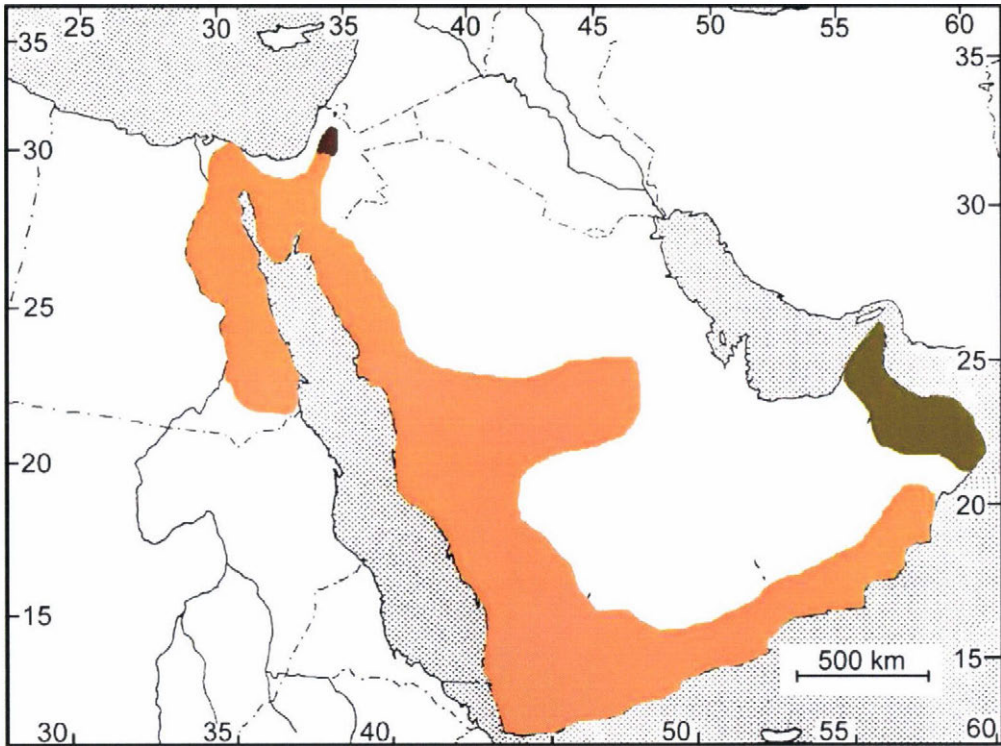


2. ábra. Az *Echis coloratus* fajcsoport földrajzi morfológiai változatosságának (BABOCSAY 2003, 2004) és molekuláris filogenetikájának (POOK et al. 2009) vizsgálata során felhasznált példányok származási helyei. Minden egyes szimbólum egy vagy több egyedet takarhat. A morfológiai vizsgálatban használt példányok (n=353): ●=*E. c. coloratus*, ○=*E. c. terraesanctae*, △=*E. omanensis*; a molekuláris vizsgálatban használt példányok (n=17): ⊗=*E. coloratus*, ⊠=*E. omanensis*.

Figure 2. Localities of origin of the specimens used in the study of geographical variation of morphology (BABOCSAY 2003, 2004) and molecular phylogeny (POOK et al. 2009) of the *Echis coloratus* complex. Each symbol may represent more than one specimen. Specimens used in the study of morphological variation (n=353): ●=*E. c. coloratus*, ○=*E. c. terraesanctae*, △=*E. omanensis*; specimens used in the study of molecular phylogeny (n=17): ⊗=*E. coloratus*, ⊠=*E. omanensis*.

A fenti mintaszámok és a vizsgálatok jellege alapján azonban látszik, hogy a molekuláris elemzések az ehhez hasonló esetekben két fontos célt nem tudnak teljesíteni: 1. szemben a múzeumi példányokra alapozott vizsgálatokkal, nem tudják a fajok elterjedési területét körülhatárolni (3. ábra); 2. nem adnak pontos alaktani leírást a fajokról, vagyis nem adnak

megfelelő kulcsot a természetben előforduló egyedek azonosításához (kivéve a DNS-vonalkód lehetőségét). E két hiányosságnak természetvédelmi és klinikai vonatkozásai vannak. Az elterjedési térkép hiánya ritka fajok esetén természetvédelmi stratégiai tervezési problémákat vet fel, mert nem tudjuk megítélni természetvédelmi helyzetüket, és nem tudjuk meghatározni azokat a kritikus pontokat, ahová az esetleges védelmi intézkedéseknek összpontosítania kell.



3. ábra. Az *Echis coloratus* fajcsoport elterjedési területének hozzávetőleges kiterjedése. Az elterjedési terület megrajzolását a nagyszámú múzeumi példány teszi lehetővé. Narancsszín = *Echis coloratus*, barna = *E. c. terraesanctae*, olajzöld = *E. omanensis*.

Figure 3. The range of distribution of the *Echis coloratus* complex inferred on the basis of the large number of specimens deposited in public museum collections. Orange = *Echis coloratus coloratus*, brown = *E. c. terraesanctae*, olive green = *E. omanensis*.

Mérgeskígyók esetén az elterjedési terület ismeretének hiánya szó szerint életbe vágó bizonytalanságokat okozhat a klinikai kezelési döntések meghozatalakor, például olyan kígyómarások esetén, ahol a mérgezésért felelős egyed nem áll rendelkezésre azonosítás céljára. Ráadásul a világszerte amúgy is problematikus ellenszérum-ellátás (WARRELL 2008)

mellett nem várható el szérumok elhelyezése olyan helyeken, ahol bizonytalan a célzott faj jelenléte. A morfológiai változatosság ismeretének hiánya is problémát jelenthet, ha a mérgezésért felelős egyed emiatt nem sorolható biztonsággal valamelyik ismert taxonhoz, és nem feleltethető meg az ahhoz előállított szérumok valamelyikének. Különösen akkor lehet ennek nagy jelentősége, ha az adott földrajzi régióban több hasonló faj is előfordul.

A biodiverzitás megőrzésének szempontjából figyelmeztető eredmény, hogy a molekuláris vizsgálatok nem igazolták a morfológiailag jól megkülönböztethető szentföldi fűrészpikkelyes-vipera (*Echis coloratus terraesanctae* BABOCSAY, 2003) törzsfajlódásbeli elkülönülését (POOK et al. 2009). Bár valóban lehetséges, hogy ez az alfaj nem tekinthető önálló törzsfajlódási vonalnak, és az alaktani elkülönülése csak az elterjedési területén uralkodó ökológiai viszonyoknak köszönhető, mindenképpen a biológiai sokféleség jól megkülönböztethető része. Mondanunk sem kell, ahogyan az alaktani jellemzőiben eltér a törzsalaktól, úgy mérgének összetevői is különbözhetnek, aminek epidemiológiai vonatkozásai lehetnek.

A fentiek jól mutatják, hogy a morfológiai és molekuláris rendszertani vizsgálatok nem helyettesíthetik egymást. Egyrészt természetvédelmi, másrészt, például mérgeskígyók esetében, epidemiológiai szempontból is nagy jelentősége van a két módszer egymást kiegészítő alkalmazásának. Fontos kiemelni, hogy a múzeumi gyűjtemények továbbra is kiemelkedő szerepet játszanak a fentiek megvalósításában, emiatt a gyűjtemények bővítése a természetvédelmi szempontok figyelembe vétele mellett továbbra is fontos és szükséges feladat. Ugyancsak fontos feladat a hagyományos taxonómiát művelő vagy művelni képes kutatók képzése is. Ugyanakkor hangsúlyt kell fektetni a ma rendelkezésre álló vizsgálati módszerek teljes spektrumának elsajátíttatására, ugyanis a taxonómusi karrier csak akkor jelenthet vonzerőt a fiatal kutatók számára, ha a modern (molekuláris) módszereket is alkalmazva képesek eredményeiket a vezető tudományos irodalomban megjeleníteni.

Köszönetnyilvánítás. Köszönettel tartozom ERDÉLYI DÁVIDnak az ábrák szerkesztésében nyújtott segítségéért, valamint KORSÓS ZOLTÁNNak, NAGY ZOLTÁN TAMÁSNAK és VÖRÖS JUDITNAK a kéziratot javító megjegyzéseikért.

Irodalomjegyzék

- BABOCSAY, G. (2003): Geographic variation in *Echis coloratus* (Viperidae, Ophidia) in the Levant, with the description of a new subspecies. *Zoology in the Middle East* 29: 13–32.
- BABOCSAY, G. (2004): A new species of saw-scaled viper of the *Echis coloratus* complex (Ophidia: Viperidae) from Oman, eastern Arabia. *Systematics and Biodiversity* 1: 503–514.
- BABOCSAY G., SHACHAM, B. & WERNER, Y. L. (2006): A múzeumi gyűjtemények fontossága a biodiverzitás leírásában: Négy újonnan leírt hullőfaj természetvédelmi és egészségügyi vonatkozásai. In: KORSÓS Z., GYENIS GY. & PENKSZA K. (eds.): *Előadások összefoglalói, Magyar Biológiai Társaság, XXVI. Vándorgyűlés, 2006. november 9–10.*, pp. 193–203.
- BARLOW, A., POOK, C. E., HARRISON, R. A. & WÜSTER, W. (2009): Coevolution of diet and prey-specific venom activity supports the role of selection in snake venom evolution. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 2443–2449.
- BLAXTER, M. L. (2004): The promise of a DNA taxonomy. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 359: 669–679.

- BOERO, F. (2010): The study of species in the era of biodiversity: A tale of stupidity. *Diversity* 2: 115–126.
- BONNET, X., SHINE, R., NAULLEAU, G. & THIBURCE, C. (2001): Plastic vipers: influence of food intake on the size and shape of Gaboon vipers (*Bitis gabonica*). *Journal of Zoology, London* 255: 341–351.
- BLOUIN, M. S. & BROWN, S. T. (2000): Effects of temperature-induced variation in anuran larval growth rate on head width and leg length at metamorphosis. *Oecologia* 125: 358–361.
- CASEWELL, N. R., HARRISON, R. A., WÜSTER, W. & WAGSTAFF, S. C. (2009): Comparative venom gland transcriptome surveys of the saw-scaled vipers (Viperidae: *Echis*) reveal substantial intra-family gene diversity and novel venom transcripts. *BMC Genomics* 10: 564.
- CHENG, C. A. & CURRIE, B. J. (2004): Venomous snakebites worldwide with a focus on the Australia-Pacific region: current management and controversies. *Journal of Intensive Care Medicine* 19: 259–269.
- CHERLIN, V. A. (1990): Taxonomic revision of the snake genus *Echis*. II. An analysis of taxonomy and description of new forms. In: BORKIN, L. J. (ed.): *Reptiles of Mountain and Arid Territories: Systematics and Distribution. Proceedings of the Zoological Institute, Leningrad, USSR Academy of Sciences* 207: 193–223. [orosz nyelven, angol összefoglalóval].
- CHIPPAUX, J.-P. (1998): Snake-bites: appraisal of the global situation. *Bulletin of the World Health Organization* 76: 515–524.
- DALTRY, J. C., WÜSTER, W. & THORPE, R. S. (1996): Diet and snake venom evolution. *Nature* 379: 537–540.
- DE CARVALHO, M. R., BOCKMANN, F. A., AMORIM, D. S., BRANDÃO, C. R. F., DE VIVO, M., DE FIGUEIREDO, J. L., BRITSKI, H. A., DE PINNA, M. C. C., MENEZES, N. A., MARQUES, F. P. L., PAPAVERO, N., CANCELO, E. M., CRISCI, J. V., MCEACHRAN, J. D., SCHELLY, R. C., LUNDBERG, J. G., GILL, A. C., BRITZ, R., WHEELER, Q. D., STIASSNY, M. L. J., PARENTI, L. R., PAGE, L. M., WHEELER, W. C., FAIVOVICH, J., VARI, R. P., GRANDE, L., HUMPHRIES, C. J., DESALLE, R., EBACH, M. C. & NELSON, G. J. (2007): Taxonomic Impediment or Impediment to Taxonomy? A Commentary on Systematics and the Cybertaxonomic-Automation Paradigm. *Evolutionary Biology* 34: 140–143.
- DE QUERIOZ, K. (1997): The Linnean hierarchy and the evolutionization of taxonomy, with emphasis on the problem of nomenclature. *Aliso* 15: 125–144.
- DE QUERIOZ, K. & GAUTHIER, J. (1992): Phylogenetic taxonomy. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 449–480.
- DESALLE, R. (2006): Species discovery versus species identification in DNA barcoding efforts: Response to Rubinoff. *Conservation Biology* 20: 1545–1547.
- EBACH, M. C. & HOLDREGE, C. (2005): DNA barcoding is no substitute for taxonomy. *Nature* 434: 697.
- EHRlich, D. & WERNER, Y. L. (1993): The effect of temperature on the numbers of vertebrae in the desert snake *Spalerosophis diadema*. *Israel Journal of Zoology* 39: 57.
- FOX, W. (1948): Effect of temperature on development of scutellation in the garter snake, *Thamnophis elegans atratus*. *Copeia* 1948(4): 252–262.
- FROST, D. R. & HILLIS, D. M. (1990): Species in concept and practice: Herpetological applications. *Herpetologica* 46: 87–104.
- FRY, B. G., WÜSTER, W., RAMJAN, S. F. R., JACKSON, T., MARTELLI, P. & KINI, R. M. (2003): Analysis of Colubroidea snake venoms by liquid chromatography with mass spectrometry: evolutionary and toxicological implications. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 17: 2047–2062.
- GREGORY, T. R. (2005): DNA barcoding does not compete with taxonomy. *Nature* 434: 1067.
- KORSÓS Z. (2003): A fenetikus és kladisztikus osztályozás alapjai. *Állattani Közlemények* 88: 11–36.
- HENNIG, W. (1965): Phylogenetic systematics. *Annual Review of Entomology* 10: 97–116.
- HILLIS, D. M. (1987): Molecular versus morphological approaches to systematics. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 23–42.
- HILLIS, D. M. & WIENS, J. J. (2000): Molecules versus morphology in systematics – Conflicts, artifacts, and misconceptions. In: WIENS, J. J. (ed.): *Phylogenetic analysis of morphological data*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 1–19.

- LINDSEY, C. C. (1954): Temperature-controlled meristic variation in the paradise fish *Macropodus opercularis* (L.). *Canadian Journal of Zoology* 32: 87–98.
- LOURDAIS, O., SHINE, R., BONNET, X., GUILLON, M. & NAULLEAU, G. (2004): Climate affects embryonic development in a viviparous snake, *Vipera aspis*. *Oikos* 104: 551–560.
- MADSEN, T. & SHINE, R. (1993): Phenotypic plasticity in body sizes and sexual dimorphism in European grass snakes. *Evolution* 47: 321–325.
- MACKESSY, S. P. (2009): The field of reptile toxinology – snakes, lizards, and their venoms. In: MACKESSY, S. P. (ed.): *Handbook of venoms and toxins of reptiles*. CRC Press, Taylor & Francis Group, London, pp. 3–23.
- MALHOTRA, A. & THORPE, R. S. (1991): Microgeographic variation in *Anolis oculatus*, on the island of Dominica, West Indies. *Journal of Evolutionary Biology* 4: 321–335.
- MALHOTRA, A. & THORPE, R. S. (2000): A phylogeny of the *Trimeresurus* group of pit vipers: new evidence from mitochondrial gene tree. *Molecular Phylogeny and Evolution* 16: 199–211.
- MARX, H. & RABB, G. B. (1970): Character analysis: an empirical approach applied to advanced snakes. *Journal of Zoology, London* 161: 525–548.
- MARX, H., ASHE, J. S. & WATROUS, L. E. (1987): Phylogeny of the viperine snakes (Viperidae): I. Character analysis. *Fieldiana: Zoology* 51: 1–16.
- PHELPS, T. (2010): Old world vipers – A natural history of the Azemipoinae and Viperinae. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 558 pp.
- POOK, C. E. & MCEWING, R. (2005): Mitochondrial DNA sequences from dried snake venom: a DNA barcoding approach to the identification of venom samples. *Toxicon* 46: 711–715.
- POOK, C. E., JOGER, U., STÜMPER, N. & WÜSTER, W. (2009): When continents collide: Phylogeny, historical biogeography and systematics of the medically important viper genus *Echis* (Squamata: Serpentes: Viperidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 53: 792–807.
- SANDERS, K. L., MALHOTRA, A. & THORPE, R. S. (2004): Ecological diversification in a group of Indomalayan pitvipers (*Trimeresurus*): convergence in taxonomically important traits has implications for species identification. *Journal of Evolutionary Biology* 17: 721–731.
- SCHANDER, C. & HALANYCH, K. M. (2003): DNA, PCR and formalinized animal tissue – a short review and protocols. *Organisms, Diversity & Evolution* 3: 195–205.
- THORPE, R. S., BROWN, R. P., MALHOTRA, A. & WÜSTER, W. (1991): Geographic variation and population systematics: distinguishing between ecogenetics and phylogenetics. *Bolletino di Zoologia* 58: 329–335.
- THORPE, R. S., BROWN, R. P., DAY, M., MALHOTRA, A., MCGREGOR, D. P. & WÜSTER, W. (1994): Testing ecological and phylogenetic hypotheses in microevolutionary studies. In: EGGETON, P. & VANE-WRIGHT, R. (eds.): *Phylogenetics and Ecology*. Academic Press, London, pp. 189–206.
- THORPE, R. S., MALHOTRA, A., BLACK, H., DALTRY, C. A. & WÜSTER, W. (1995): Relating geographic pattern to phylogenetic process. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, London* 349: 61–68.
- WILEY E. O. (1981): Phylogenetics: The theory and practice of phylogenetic systematics. Wiley-Liss, New York, 439 pp.
- WARRELL, D. A. (1997): Geographical and intraspecies variation in the clinical manifestations of envenoming by snakes. In: THORPE, R. S., WÜSTER, W. & MALHOTRA, A. (eds.): *Venomous snakes, ecology, evolution and snakebite* (Symposia of the Zoological Society of London). Oxford University Press, Oxford, pp. 189–203.
- WARRELL, A. D. (2008): Unscrupulous marketing of snake bite antivenoms in Africa and Papua New Guinea: choosing the right product – ‘What is in a name?’ *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 102: 397–399.
- WILL, K. W., MISHLER, B. D. & WHEELER, Q. D. (2005): The perils of DNA barcoding and the need for integrative taxonomy. *Systematic Biology* 54: 844–851.

- WÜSTER, W. & MCCARTHY, C. J. (1996): Venomous snake systematics: implications for snake bite treatment and toxinology. In: BON, C., GOYFFON, M., (eds.): *Envenomings and Their Treatments*. Lyon: Fondation Marcel Mérieux, pp. 13–23.
- WÜSTER, W., GOLAY, P. & WARRELL, D. (1997): Synopsis of recent developments in venomous snake systematics. *Toxicon* 35: 319–340.

Molecular versus morphological methods in taxonomy; a toxic case: the *Echis coloratus* complex

GERGELY BABOCSAY

Károly Róbert College, Faculty of Natural Resource Management and Rural Development,
Institute of Environmental Sciences, Mátrai út 36., H–3200 Gyöngyös, Hungary;
E-mail: gergely_babocsay@yahoo.com.

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 173–184.

Abstract. As generally in taxonomy, molecular methods spread rapidly in the taxonomy of amphibians and reptiles in the past decades, rendering traditional, mostly morphological methods, behind. Molecular methods have several advantages over morphological methods. Molecular data are more universal, and it is easier to determine the phylogenetic information they carry. With the molecular clock method, the branching times can be determined rather easily, which allows a well founded reconstruction of the history of the studied organism. However, collecting fresh tissues are costly and time consuming. Furthermore, fresh material often cannot be collected from poorly known areas that are difficult to access. On the other hand preserved specimens are abundant in public natural history museums of the world. Using this excessive material one can delimit the distribution area of the studied taxon much more accurately and can describe the morphological variation across the entire range of distribution. These two latter considerations have practical implications. Knowing the geographical distribution of a species is a necessary foundation for nature conservation analyses, decision making and interventions. In the case of venomous snakes clinical treatments depend fundamentally upon the understanding of the geographic variation and delimitation of the areas of distribution of the species involved in snake bites. Here I show the *Echis coloratus* complex as an example for the necessity of using morphological and molecular methods in parallel.

Keywords: Biodiversity, *Echis coloratus* complex, geographical variation of morphology, museum collections, taxonomy.

Magyarországi sárgahasúunka-populációk (*Bombina variegata*) összehasonlító bioakusztikai vizsgálata*

HOCK FERENC^{1*}, HUSZTY CSABA², SZÖVÉNYI GERGELY¹ és VÖRÖS JUDIT³

¹ELTE TTK BI Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter Sétány 1/C.

*E-mail: hockf@bioakusztika.hu

²BME VIK Híradástechnikai Tanszék, Akusztikai Laboratórium, 1117 Budapest, Magyar tudósok körútja 2.

³Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.

Összefoglalás. A sárgahasú unka (*Bombina variegata*) a legutóbbi jégkorszakot követően több refúgiumból rekolonizálta Európát. Genetikai vizsgálatok az Alpokban és a Kárpátokban élő állományok között, a morfológiai azonosság ellenére jelentős különbségeket tártak fel. Munkánk célja ezen kárpáti és alpesi vonalakhoz tartozó 5 magyarországi sárgahasúunka-populáció összehasonlító bioakusztikai vizsgálata volt. Méréseinket a zavaró hatások elkerülése érdekében laboratóriumi körülmények között végeztük, a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Híradástechnikai Tanszék mérőszobájában. Ezt követően, a vizsgálatba vont összesen 33 egyed 9783 hangmintájának gyors és megismételhető elemzése érdekében Matlab 7.6 (THE MATHWORKS, Inc. 2008) környezetben alkalmazást fejlesztettünk, mely a sárgahasú unka hívó- és párzóhangjainak mérésére alkalmas. A vizsgált hangtípusokra külön végzett Mann-Whitney u-teszt eredményei a genetikailag különböző csoportok (kárpáti és alpesi) hangjai között szignifikáns különbséget mutattak ki, elsősorban a párzóhang burkolóját (a hangnyomás-időjel csúcsértékeinek összekötésével kapott görbét) jellemző paraméterekben. Az adatmátrixon végzett főkomponens-analízis ugyanakkor a földrajzi csoportoktól eltérő különválást mutatott ki, melynek hátterében az egyes populációk önálló evolúciója állhat. Az állatok testhossza, valamint fej szélessége és fejhossza, illetve az akusztikai paraméterek között korrelációs vizsgálatot végeztünk. A legtöbb értékpár között (elsősorban a fej szélesség, illetve a testhossz és a hangnyomás-időfüggvény burkolóját jellemző paraméterek esetén) negatív korrelációt találtunk. Több korábbi munkában leírtakkal ellentétben az alaphangfrekvencia változása nem mutatott összefüggést az állatok testméretével.

Kulcsszavak: Sárgahasú unka, bioakusztika, kárpáti és alpesi vonalak, összehasonlítás.

Bevezetés

A bioakusztika, figyelembe véve a rendelkezésre álló eszközök fejlődését, aránylag fiatal tudományterület. A sárgahasú unka (*Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758)) hangadásának pontos leírásával, valamint az európai unka fajok közötti különbségek feltárásával az 1950-es évek végén kezdtek el foglalkozni (LÖRCHER 1969, SCHNEIDER 1966, ZWEIFEL

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekulától a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

1959). Az akusztika eszköztára akár faj alatti egységek, illetve hibridzónák feltárására is alkalmas lehet (SANDERSON et al. 1992), valamint alapul szolgálhat közelrokon taxonok elkülönítésére is (LÖTTERS & WIDMER 1997, SCHNEIDER 1968). A sárgahasú unka jelenlegi ismereteink szerint több refugialis területről vándorolt szét az utolsó jégkorszakot követő időszakban. Egy csoportja, mely a *Bombina v. variegata* törzsalakot foglalja magában, feltehetően kettéválva, két külön útvonalon rekolonizálta Európát. A mitokondriális DNS-vizsgálatok e két vonal között jelentős szekvenciális különbséget tártak fel, ami hosszú önálló evolúciót jelez (SZYMURA 2000). A két csoport közül az egyik a Kárpátokat kolonizálta, míg a másik a mediterráneum mentén az Alpokig terjedt szét. Magyarország közép-hegységi területein a két geográfiai vonalhoz tartozó populációk izoláltan vannak jelen (VÖRÖS 2006), így a Balkánon tapasztalható keveredés közöttük nem jött létre. Az előzőek mellett azonban számolnunk kell azzal is, hogy a populációk izolációja hosszú idő óta fennáll, így a korábban kialakult genetikai vonalak mellett ebből származó, intraspecifikus különbségek is kialakulhattak. Más fajokkal végzett vizsgálatok (SMITH et al. 2003a, SMITH et al. 2003b, TÁRANO 2001) ezt a jelenséget már kimutatták.

Az izolációs hatás mellett, különösen az alacsonyabb térszíneken található élőhelyekről származó példányok esetében, nem lehet elhanyagolni a vöröshasú unkával (*Bombina bombina* (LINNAEUS, 1761)) történő hibridizáció jelenségét sem.

Korábbi tanulmányok a fajhibridek keletkezésének tényét Magyarországon is feltárták (MÉHELY 1891, GOLLMANN 1986, 1987, VÖRÖS et al. 2003), illetve egy vizsgálat (SANDERSON et al. 1992) rávilágított ennek az állatok akusztikus kommunikációjára gyakorolt hatására is.

A hazai unkafélék hangadásával kapcsolatban végzett korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy a két faj egymástól bioakusztikai eszközökkel egyértelműen elkülöníthető (LÖRCHER 1969, SCHNEIDER 1966, SANDERSON et al. 1992). Fény derült arra is, hogy a vizsgált hangok több paramétere korrelál az állatok testméretével, és a vízhőmérséklettel (LÖRCHER 1969, SANDERSON et al. 1992, ZWEIFEL 1959).

A Magyarországon előforduló unkafajok akusztikus kommunikációját sokan vizsgálták (LÖRCHER 1969, SANDERSON et al. 1992). A sárgahasú unka külső hanghólyaggal nem rendelkezik. A hangképzésben a szájfenék izomzatának összehúzódása játszik szerepet, melynek segítségével az állat a gégefőn keresztül a levegőt a tüdőbe préseli. Rezonátorként, azaz funkcionális belső hanghólyagként a tüdő működik (LÖRCHER 1969).

A sárgahasú unka hangjait négy csoportba sorolhatjuk. Megkülönböztetünk hívóhangot, módosult hívóhangot, párzóhangot és riasztóhangot. Ezek közül a nőstények csak a riasztóhangot adják (VASARA et al. 1991). A hívóhang a territórium jelzésére és a párzásra kész nőstények hívására szolgál. A párzóhangot a hím állatok amplexusban adják (VASARA et al. 1991, LÖRCHER 1969). Mivel a riasztóhangot a nőstények is adhatják (azaz a felvételeken a hangot adó állat nem azonosítható), a módosult hívóhang pedig tapasztalataink alapján, statisztikai módszerekkel a hívóhangtól nem különül el, munkánk csak a hívóhang és a párzóhang vizsgálatára terjedt ki (1–4. ábra). A két hangtípus matematikai–statisztikai módszerekkel egymástól az alapfrekvencia és a hossz alapján jól elkülöníthető, mivel a párzóhang néhány 10 ms-mal rövidebb, és az alapharmonikus frekvenciája valamivel magasabb, illetve erősebben frekvenciamodulált (LÖRCHER 1969, SANDERSON et al. 1992).

Célkitűzéseink

Annak ellenére, hogy a hazai sárgahasúunka-populációk közötti különbségek a molekuláris biológia eszközeivel napjainkban már egyértelműen kimutathatók, szükségesnek láttuk olyan, gyorsan és költséghatékonyan elvégezhető vizsgálati módszerek kifejlesztését, melyek akár terepi körülmények között is alkalmazhatók.

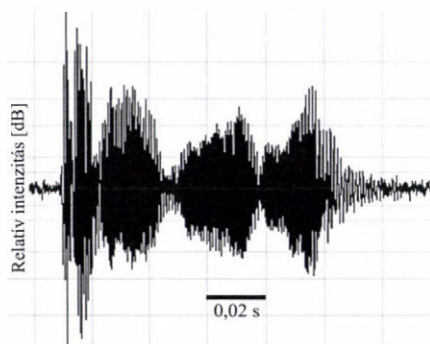
Vizsgálatunk tárgya volt emellett feltárni, hogy a morfológiailag nem, de genetikailag jelentősen különböző csoportok hangadásában kimutatható-e szignifikáns különbség.

Munkánk céljai a következők voltak:

1. A sárgahasúunka hazai populációinak összehasonlítása a bioakusztika eszközeivel laboratóriumi körülmények között, különös tekintettel arra, hogy a genetikailag elkülönült populációk milyen mértékben választhatók el egymástól hangjelzésük alapján;
2. A rendelkezésre álló nagy számú (közel 10.000) hangminta objektív elemzéséhez szükséges és a későbbi kutatásokban is felhasználható számítógépes alkalmazás kifejlesztése;
3. A vizsgált hangtípusok automatikus szétválasztására alkalmas algoritmus kidolgozása, illetve a releváns paraméterhalmaz meghatározása.

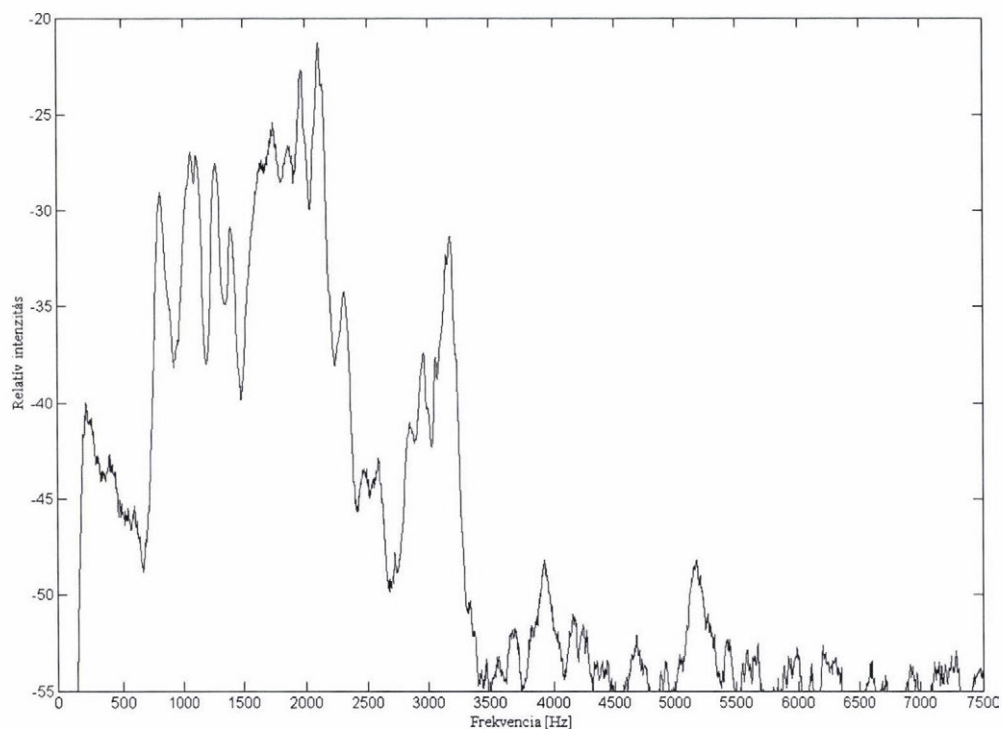
Ezekkel kapcsolatban az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. Tapasztalható-e szignifikáns különbség a vizsgált akusztikai paraméterekben a sárgahasúunka két csoportjából (alpesi, illetve kárpáti) származó egyedek között?
2. Meghatározható-e egy releváns akusztikai paraméterhalmaz, melynek segítségével – akár terepi körülmények között is – elkülöníthetővé válnak a genetikailag jól elválasztható csoportok?
3. A két genetikai (geográfiai) vonal elkülönülésétől függetlenül, észlelhető-e szignifikáns különbség az egyes populációkból származó egyedek hangadása között?
4. A digitális eszközökkel történő mintavétel és elemzés segítségével is kimutatható-e a közel lineáris összefüggés az egyedek testméret-paraméterei, illetve a hangok tulajdonságai között.

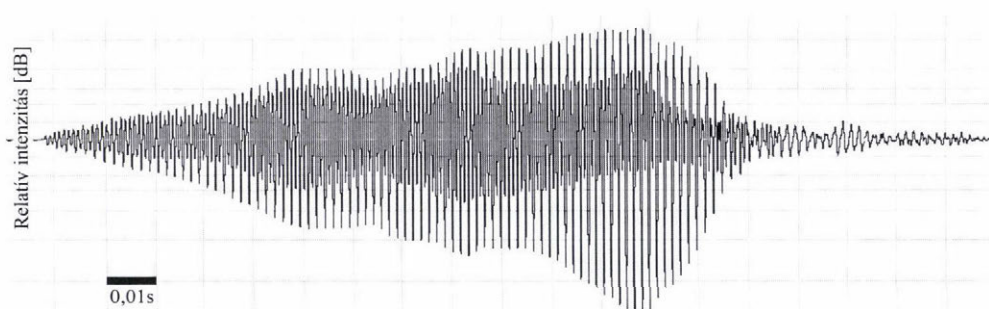


1. ábra. A párzóhang normalizált hangnyomás-időfüggvénye.

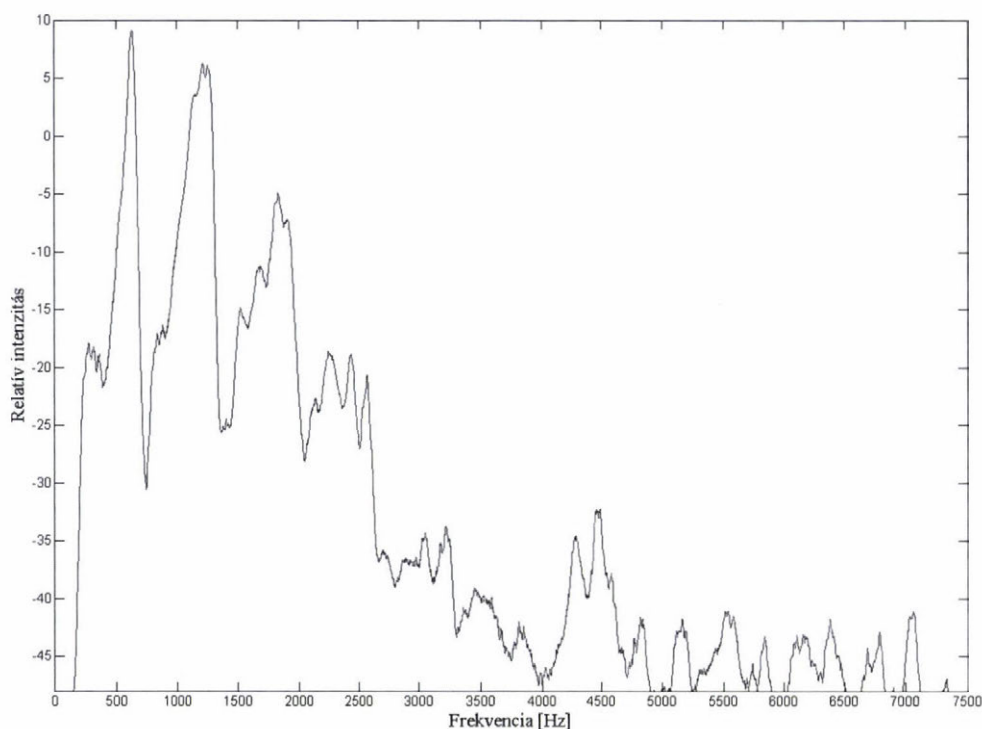
Figure 1. Sound pressure level of mating calls as a function of time.



2. ábra. A párzóhang amplitúdó-karakteristikája (spektruma).
Figure 2. Amplitude characteristics of mating calls (magnitude spectrum).



3. ábra. A hívóhang normalizált hangnyomás-időfüggvénye.
Figure 3. Sound pressure level of advertisement calls as a function of time.



4. ábra. A hívóhang-amplitúdó karakterisztikája (spektruma).
 Figure 4. Amplitude characteristics of advertisement calls (magnitude spectrum).

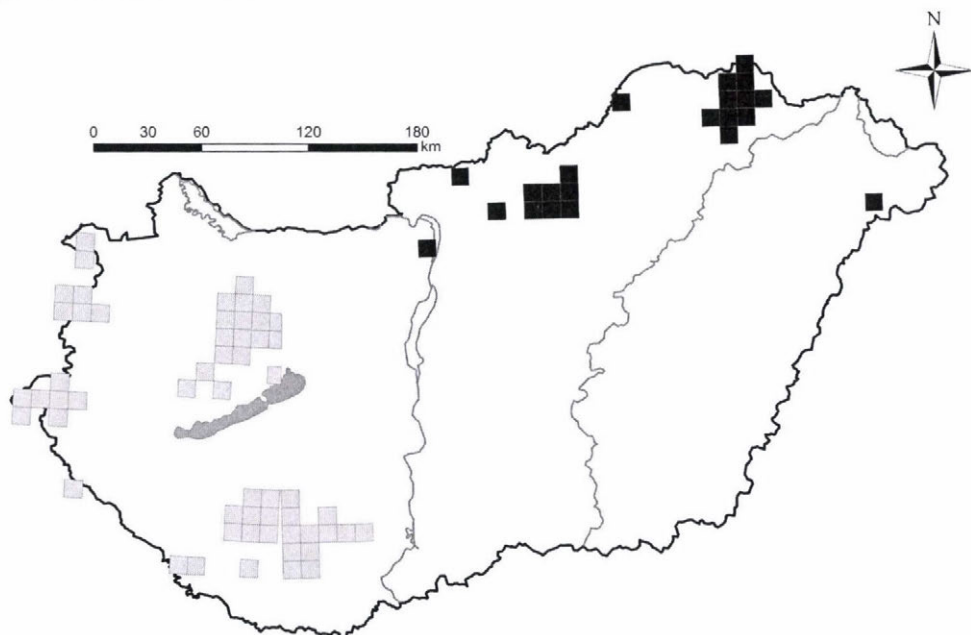
Anyag és módszer

A faj élőhelyigénye, hazai előfordulása

A sárgahasú unka Franciaországtól Görögországig, mintegy 100 és 2100 méter tengerszint feletti magasság között, erdei vagy ahhoz közeli élőhelyeken elterjedt (GASC et al. 1997). Elsősorban a sekély, vízínövényektől mentes állóvizeket, gyakran az időszakos vizeket, keréknyomokat részesíti előnyben (MACCALLUM et al. 1998, MARIÁN 1988, SCALA & FRACASSO 2004). A faj magyarországi elterjedése azokra a középhegységi területekre korlátozódik, ahol a csapadék éves mennyisége a 700 millimétert meghaladja (SZABÓ 1959), míg az alacsonyabban fekvő területeket a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) kolonizálta. Korábbi tanulmányok a sárgahasú unka előfordulását általában 300–1200 méteres tengerszint feletti magasságok között írják le (COGĂLNICEANU 1996). A faj előfordulását az Őrség, a Soproni-hegység, a Kőszegi-hegység, a Somogyi-dombvidék, a Mecsek, a Dunántúli- és Északi-középhegység, illetve az Aggteleki-karszt területéről írták le (DELY 1967, MARIÁN 1988, VÖRÖS 2008).

A mintaterületek és a begyűjtés módszerének ismertetése

A vizsgálatainkhoz 33 hím állatot gyűjtöttünk be az alábbiakban ismertetésre kerülő öt mintaterületről (5. ábra). A befogott példányokat, a méréseket követően, az eredeti élőhelyen szabadon eresztettük.



5. ábra. A sárgahasú unka (*Bombina variegata* (L.)) magyarországi elterjedése. Szürke szín jelöli az alpesi, fekete a kárpáti vonalhoz tartozó populációkat.

Figure 5. Distribution area of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata* (L.)) in Hungary. Gray colour shows the populations belonging in the Alpine, whereas the black ones in the Carpathian lineage.

A kárpáti vonalhoz tartozó élőhelyek

1. Mátra hegység: A Mátra területén a mintavétel a Mátraháza közelében fekvő Pisztrángos-tó környezetében húzódó erdészeti földutakon történt. Itt a faj elsősorban a keréknyomokban összegyűlt csapadékvíz által alkotott kisebb-nagyobb pocsolyákban találta meg élőhelyét. A Mátra területéről összesen 5 állattal végeztünk méréseket.

2. Zempléni-hegység: A Zemplén területén az állatok befogását egyaránt végeztük az erdészeti utakon található pocsolyákból, illetve az útmenti vízelvezető árkokból. A gyűjtés a Rostalló közelében található Mlaka-réten, Újhután a Zoltán-forrásnál, illetve Pusztafalu határában történt. E mintaterületről 8 állatról készítettünk hangfelvételt.

3. Visegrádi-hegység: A Visegrádi-hegységben jelenleg ismert egyetlen sárgahasúunka-populáció Leányfalu térségében van. A faj élőhelyét itt kisebb tavakban, valamint az erdészeti utak pocsolyáiban találta meg. A mérést 7 hím egyeden végeztük el.

Az alpesi vonalhoz tartozó élőhelyek

1. Alpokalja: A gyűjtést a Felsőszőlők közelében fekvő Hampó-völgyben, illetve Köszegen a Pogányok dűlőben, vizesárból és az úton lévő pocsolókból végeztük el. A területen összesen 6 hím állat vizsgálata történt meg.

2. Mecsek: A befogás Pécsen, a Jakab-hegyen, az erdészeti úton található időszakos pocsolókból történt. A területéről összesen 7 egyed hangadását rögzítettük.

Az egyedek azonosítása, a testméretek felvétele

Az egyes egyedek hangadásának a testhossztól való közel lineáris függését már korábbi tanulmányok kimutatták (LÖRCHER 1969), ezért munkánk során elengedhetetlen volt az egyedek megkülönböztetése. Aránylag kis számú, kifejlett egyed vizsgálata esetén ez a hasoldal mintázatának rögzítésével lehetséges, mivel az egyedi, és az élet során nem változik (NIEKISCH 1995, VÖRÖS 2006), így a mérések során külön jelölés alkalmazása nem volt szükséges. Az egyedek hasmintáját Nikon D80 típusú digitális fényképezőgéppel rögzítettük.

A testméret-paraméterek felvétele tolmérő segítségével, korábban már leírt módon (VÖRÖS 2006) történt. Bár a korábbi tanulmányok csak a hangadás testhossztól való függését vizsgálták, indokoltnak tartottuk a fejhossz és fejszélesség rögzítését is, mivel feltételezhető, hogy a szájüreg méretének a hangképzésben jelentős szerepe van.

A testhossz rögzítése a kloakától az állkapocs csúcsáig; a fejszélessége a két négyszögcsont között; a fejhosszúsága az állkapocs csúcsa és a koponya caudalis végének vonala között történt. A pontosabb eredmények érdekében minden mérést háromszor végeztük el, és azok átlagát vettük.

A hangminták rögzítésének körülményei

A hangminták rögzítése a zavaró hatások maximális elkerülése érdekében laboratóriumi körülmények között, a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Híradástechnikai Tanszéke Akusztikai Laboratóriuma félszabad hangterű mérőszobájában történt. A félszabad hangterű szoba egy, a padlóját leszámítva visszaverődés-mentes hangszigetelt helyiség, amely akusztikai szempontból úgy viselkedik, mint egy, egyetlen merev visszaverő felülettel ellátott (merev talaj), végtelen szabad hangtér, azaz olyan homogén tér, amelyben a hang nem verődik vissza és nem hajlik el (TARNÓCZY 1984). A felvételek 44,1 kHz mintavételi frekvenciával és 16 bit számábrázolási felbontással, 28°C víz hőmérséklet mellett készültek.

A hangrögzítéshez használt berendezés a következő volt: AKG C-414 B-ULS mikrofon; RME Fireface 800 hangkártya; Intel Core2 Duo processzorral szerelt személyi számítógép. A felvételt Steinberg Cubase SX (STEINBERG MEDIA TECHNOLOGIES GmbH. 2004) szoftverrel végeztük, az utófeldolgozás (vágás, szűrés, stb.) Adobe Audition 3.0 (ADOBE Inc. 2007) programban történt.

A szűrést a hangtípusok alaphangfrekvenciájának, illetve a sárgahajú unka hallószervének WEVER (1985) által leírt frekvencia-átviteli karakterisztikája figyelembe vételével végeztük el. Ennek célja elsősorban a jel-zaj viszony javítása volt, amely a hasznos jel kezdő- és végpontját meghatározó algoritmus megfelelő működése érdekében elengedhetetlen. Az állatokat a felvételre a korábbi munkákban (BURMEISTER & WILCZINSKY 2004, LÖRCHER 1969, OLMSTED 2006, SANDERSON et al. 1992) leírtaknak megfelelően készítettük elő.

Alkalmazásfejlesztés

A kapott nagy számú (összesen 9783) hangminta feldolgozásához Matlab 7.6 (THE MATHWORKS Inc. 2008) környezetben automatikus elemző alkalmazást fejlesztettünk, amely objektivitást és megismételhetőséget biztosít.

A hangminták amplitúdó-karakterisztikáját (spektrumát) gyors Fourier-transzformációval állítottuk elő, amelyet az alaphang megállapítására, valamint az alaphang és az első három felhang intenzitásviszonyának kiszámítására használtunk. A transzformált jelen megállapítható a berezgés és a lecsengés hossza, továbbá a hang intenzitásváltozását leíró paraméterek. A diszkrét Fourier-transzformációt a jel berezgési időt követő, de lecsengést megelőző, állandósult szakaszában levő mintáin végeztük el.

A berezgés végének a jel azon pontját tekintettük, ahol annak energiája a maximum 90%-át először eléri, míg a lecsengés kezdete az az időpont, ahol ezt az értéket utoljára mérhetjük. A hasznos időbeli jel végpontjait a hangminta elejéről vett, értékelhető információt nem tartalmazó, állandó 600 mintapont hosszúságú szakasz átlagos energiájához (zaj) képest adaptívan határoztuk meg. A transzformációkat a Matlab 7.6 (THE MATHWORKS Inc. 2008) beépített függvényeivel végeztük el.

Az általunk vizsgált két hangtípus elválasztása az elkészített szoftver segítségével történt. Erre a célra a hangminták hossz- és alaphang-frekvencia-paramétereit használtuk fel, az elválasztás k-közép klaszterizációval zajlott. Az elemzéseket Intel Core2 Quad processzorral szerelt személyi számítógépen futtattuk. A programfutás eredményeként az egyes hangminták valamennyi paraméterének adatait (amennyiben mérhetőek voltak), valamint az egyedekre számított átlagértékeket kaptuk.

Az eredmények statisztikai feldolgozása

Az analízis eredményeként kapott adatmátrixokat statisztikai módszerekkel elemeztük. A tesztek futtatásához Statistica 7.0 (STATSOFT Inc. 2004) és Syn-Tax 2000 (PODANI 2001) programcsomagokat használtunk.

A genetikai (geográfiai) csoportok közötti különbségek, illetve az ezeket leíró releváns paraméterhalmaz meghatározásához Mann-Whitney u-tesztet (SOKAL & ROHLF 1995) alkalmaztunk. A nem-parametrikus próba használatát adataink a normál eloszlástól való szignifikáns eltérése indokolta. A tesztet a geográfiai csoportok figyelembe vételével az összes mérési eredményre külön-külön elvégeztük.

Feltételezve, hogy a genetikai csoportok egymástól a hangadás alapján elkülöníthetők, azok elválasztására az egyedek ismert földrajzi besorolásának figyelmen kívül hagyásával az adatok főkomponens-analízisét (PODANI 2001) is elvégeztük. Az egyes változók összemérhetőségét centrálással, illetve a szórással való standardizálással biztosítottuk. Ennek segítségével a nagyszámú (20) vizsgált paramétert összesen két, egymással korrelálatlan változóba tömörítettük, melyek az eredeti információ legnagyobb részét megőrzik (SZÉKELYI & BARNA 2002).

Eredmények és megvitatásuk

A geográfiai csoportokat elkülönítő releváns paraméterhalmaz meghatározása

A földrajzi (genetikai) csoportok bioakusztikai paramétereinek statisztikai elkülönülését vizsgáló Mann-Whitney u-teszt (SOKAL & ROHLF 1995) eredményeit az 1. táblázat tartalmazza. A táblázat jobb oldalán a szignifikanciaszint ($p < 0,05$) szerepel.

1. táblázat. A Mann-Whitney u-próba eredményei (p-értékek) a vizsgált hangtípusokra. * A hang kezdetétől a maximális intenzitás eléréséig eltelt idő [ms]; ** A maximális intenzitás adott százalékának első (Be n%), illetve utolsó (Le n%) időpontja [ms]. A $p=0,05$ szinten szignifikánsan különböző változókat félkövérrel szedtük.

Table 1. Differences in physical parameters of established call types (Mann-Whitney U-test). *Time elapsed (ms) from the initiation to the maximal intensity of the sound; **The first and last time points when a certain proportion of the maximal sound intensity is reached. Significant variables are shown in bold.

	Párizóhang	Hívóhang
Időtartam	0,15	0,91
Lecsengés	0,39	0,77
Maximum*	0,09	0,5
Be 20% **	0,77	0,04
Be 50%	0,39	0,37
Be 60%	0,12	0,55
Be 75%	0,23	0,61
Be 82%	0,05	0,65
Beregzés	0,03	0,65
Be 95%	0,06	0,68
Be 98%	0,05	0,61
Le 98%	0,07	0,84
Le 95%	0,09	0,91
Le 90%	0,09	0,94
Le 82%	0,12	0,65
Le 75%	0,07	0,65
Le 60%	0,05	0,55
Le 50%	0,07	0,55
Le 20%	0,07	0,58
Alaphang	0,9	0,84

Elsősorban a hangnyomás-időfüggvény (időjel) burkolóját a beregzés és lecsengés szakaszában jellemző paraméterek voltak alkalmasak a két vonal elválasztására. A táblázatban ezek ms egységben azt az időpontot adják meg, ahol a mérhető maximális energia adott része az időjel burkolóját vizsgálva először, illetve utoljára mérhető. A vizsgálatba vont paraméterek alapján, a geográfiai csoportok között tapasztalt szignifikáns eltérések főképpen a párizóhang esetében játszhatnak szerepet az állatok akusztikus kommunikációjában. A teszt az alaphangfrekvencia, a hossz, illetve a felhang-tartalom tekintetében a két csoport között nem mutat értékelhető különbséget. A jelenleg vizsgált aránylag alacsony mintaelemszám

(33 egyed) növelésével azonban nem zárható ki, hogy a tapasztalt elkülönülés karakterisztikusabbá váljon, illetve más paraméterek esetén is szignifikáns legyen. Ez elsősorban a párzóhang burkolóját jellemző paramétereknél várható, ahol a szignifikanciaszint a $p=0,05$ értéket megközelíti. Mivel az állatok hangadása a külső hanghólyag hiánya miatt meglehetősen halk, a módszer terepi vizsgálatokra csak megfelelő jel-zaj viszonyt és részletességet biztosító rögzítőberendezések alkalmazása, illetve zajszűrés mellett tűnik alkalmasnak.

A geográfiai csoportok elkülönülésének vizsgálata az akusztikus paraméterek alapján

Feltételezve, hogy amennyiben a földrajzilag elkülönült populációk egymástól az akusztikai paraméterek (hangadás) alapján elválaszthatók, a csoportosítást a származási hely (élőhely) figyelembe vétele nélkül főkomponens-analízis segítségével is elvégeztük (6. ábra).

Mindkét hívóhang-típus esetén találtunk két elkülönült csoportot, ahol a szétválás elsősorban az időjel burkolóját a berezgés és lecsengés szakaszában jellemző értékek mentén történt. A Mann-Whitney u-teszt eredményeihez hasonlóan, a korábbi munkáktól (SANDERSON et al. 1992, LÖRCHER 1969, ZWEIFEL 1959) eltérően az alapprofrekvencia kevésbé volt variábilis. Az eredmények értékelésénél csak az első két főkomponenst vettük figyelembe, melyek a pontfelhő teljes varianciájának nagy részét (a párzóhangok esetén 72%, illetve 13%, a hívóhangok tekintetében 77% és 11%) reprezentálják.

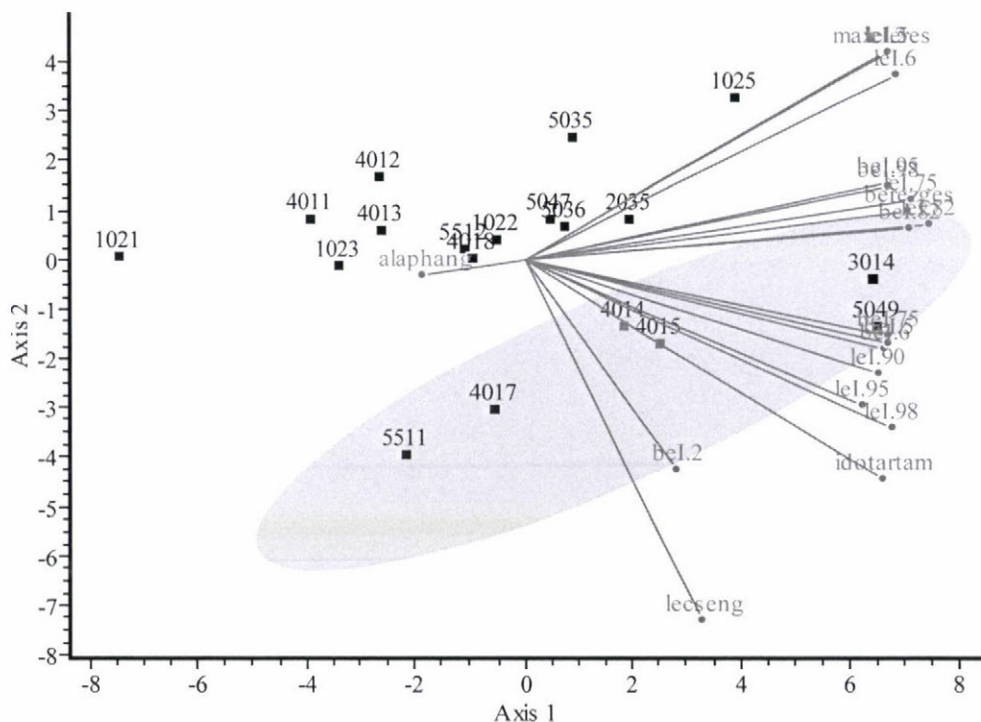
A főkomponens-analízis eredménye egyértelműen mutatja, hogy a párzóhangok vizsgálata a geográfiai csoportokat nem választja el egymástól. A 6. ábrán ugyanakkor látható, hogy néhány egyed (5511, 4014, 4015, 4017, 3014) a többiektől elkülönül (az ábrán az ellipszissel kijelölve). Mivel ismert a hangadás testméretfüggése (LÖRCHER 1969, SANDERSON et al. 1992), először feltételeztük, hogy a különböző genetikai (geográfiai) csoportokhoz tartozó egyedek ez alapján különülnek el. Mivel azonban a vizsgált példányok testhossza jelentős mértékben nem különbözött, ez a tapasztalatokat nem magyarázza. Ez alól egyedül a Mátrában befogott, átlagosnál kisebb méretű 3014-es számú fiatal egyed képezhet kivételt. Mivel a Mecsek, a Zempléni-hegység, illetve a Mátra területén a gyűjtés – a gépjármű- és turistaforgalom szempontjából – gyakrabban használt utakon történt, elképzelhető, hogy a pontfelhő kettéválása a teszt során az élőhelyen tapasztalható eltérő mértékű diszturbanciával magyarázható. Ennek alátámasztása egy későbbi mérés feladata.

A továbbiakban szükséges megvizsgálni azt is, hogy a sárgahasú unka hangadásában vannak-e olyan tanult elemek, amelyek a nagyobb mértékben zavart élőhelyen az akusztikus kommunikációt elősegítik, illetve, hogy ezek laboratóriumi körülmények között érzékelhetők maradnak-e. Kérdéses továbbá, hogy az evolúciós léptékben rövid ideje tartó felerősödött antropogén zavaráshoz való alkalmazkodásra a faj képes lehetett-e.

Az élőhelyek minősége mellett elképzelhető, hogy a hosszú ideje izolált populációk hangadásának önálló evolúciója, vagy különösen az alacsonyabb térszíneken fekvő élőhelyek esetén, a magyarországi unka fajok korábbi adatok (VÖRÖS 2006, SANDERSON et al. 1992) alapján ismert hibridizációja áll a jelenség hátterében.

A hívóhangokra végzett főkomponens-analízis, a párzóhangokhoz hasonlóan, a genetikai csoportok között nem mutatott ki különbséget. Ugyanakkor az ott tapasztalható elkülönülés is gyengébb, a vizsgált egyedek közül a hangadás alapján elsősorban néhány mecseki egyed vált el. Tekintettel ezen példányok élőhelyének alacsony (mindössze 265 méteres)

tengerszint feletti magasságára, az itt tapasztaltak nagyobb valószínűséggel vezethetők vissza a vöröshasú unka introgressziójának az akusztikus kommunikációra gyakorolt hatására, mint a populáció önálló evolúciójára, illetve a habitat minőségére.



6. ábra. A standardizált és centrált főkomponens-analízis (PCA) eredménye a párzóhangok paramétereik alkotta térben. Csak az első két főkomponenst tüntettük fel, melyek a teljes variancia mintegy 85%-át magyarázzák. Az egyedeket azonosító számok első számjegye az élőhelyre utal: 1 Alpokalja; 2 Visegrádi-hegység; 3 Mátra; 4 Zempléni-hegység; 5 Mecsek.

Figure 6. PCA (principal component analysis, standardized and centered) of studied individuals based on their advertisement call parameters. The first two principal components explain 85% of the total variance. The first digit of the code refers to its geographic origin.

A testméret-paraméterek és a hangadás összefüggésének vizsgálata

A sárgahasú unka hangtípusait vizsgáló korábbi munkák (SANDERSON et al. 1992, LÖRCHER 1969, ZWEIFEL 1959) a hangadást csupán a testhossz függvényében vizsgálták. Feltételezhető azonban, hogy a szájüreg mérete befolyásolja a hangadást. Ennek alátámasztására korrelációs vizsgálatot végeztünk három fontosabb testmérettel (testhossz, fejhossz, fejszélesség) és a rendelkezésre álló, értékelhető akusztikai paraméterekkel. Az eredmények feltételezéseinket igazolják, azaz a testhosszon kívül a fej méretének, elsősorban a fejszé-

lességnek, jelentős szerepe van az állatok hangadásában. A vizsgált adatpárok között negatív korrelációt találtunk, ez alól a hívóhangok esetén, a fejhossz és a mérhető maximális energia 20%-ának első eléréséhez szükséges idő képez kivételt. A korábbi adatokkal (LÖRCHER 1969) ellentétben, az alapfrekvencia- és a testméret-paraméterek között nem találtunk korrelációt, illetve az időjel burkolóját jellemző értékeket ebből a szempontból is lényegesebbnek érezzük.

Értékelés

Összefoglalva megállapíthatjuk, hogy a sárgahasú unka (*Bombina variegata*) korábban genetikai vizsgálatokkal elkülönített két csoportja a hangadás alapján csak gyengén válik el egymástól. A csoportosítás elsősorban a hangnyomás-időfüggvény burkolójának fel- és lefutását jellemző paraméterek alapján lehetséges. A populációk (illetve a hozzájuk tartozó egyedek) bioakusztikai eszközökkel történő besorolására elsősorban a párzóhangok alkalmasak.

A főkomponens-analízist az előzetes földrajzi (genetikai) alapú csoportosítás figyelmen kívül hagyásával, kizárólag az általunk mért akusztikai paraméterek adataival végeztük el. A teszt eredményei alapján, elsősorban a párzóhangok esetében, az eredeti csoportoktól eltérő különválás tapasztalható. Mivel ezt a szétválást az állatok testméretei nem magyarázzák, feltételezhető, hogy a jelenség hátterében az élőhelyeken tapasztalható akusztikus és fizikai zavarás eltérő mértéke, és/vagy a vöröshasú unkával (*Bombina bombina*) történő hibridizáció hatása, illetőleg a vizsgált populációk evolúciós léptékben hosszú ideje zajló önálló fejlődése áll. Bár további vizsgálatok (terepi zajmérés, az állatok viselkedésének laboratóriumi vizsgálata különböző zajtípusok mellett), valamint a korábbi adatok (a genetikai vizsgálatok és a továbbiakban készítendő *Bombina bombina* referencia-hangfelvételek eredményeit is figyelembe vevő) együttes tesztelése nélkül a jelenség nehezen magyarázható, a hívóhangok paramétereire futtatott főkomponens-analízis eredményei a mecseki élőhely esetén a hibridizáció hatását látszanak igazolni. A párzóhangok tesztelése során egy mátrai egyed is elkülönült, ez az állat a többtől számottevően kisebb testméretével hozható összefüggésbe.

Mindezek figyelembe vételével elmondható, hogy az állatok kora, a vöröshasú unka introgressziója, és az élőhelyeken tapasztalható akusztikus diszturbancia eltérő mértéke egyaránt befolyásolhatja a sárgahasú unka akusztikus kommunikációját. A bioakusztikai eszközök a párzóhangok vizsgálatával alkalmasak arra, hogy a korábban leírt genetikai csoportok közötti különbséget feltárják.

Eredményeinket egy korábbi, a hibridizáció hatását vizsgáló munka (SANDERSON et al. 1992) is alátámasztani látszik. Ez alapján ugyanis a két faj hangadását jellemző paraméterek között, a hibrid példányokat vizsgálva átmeneti alakok jönnek létre. E jelenség a legáltalánosabb térszínen elhelyezkedő mecseki mintaterületről származó egyedek esetén feltételezhető, de további vizsgálatok (egyértelműen a vöröshasú unkához tartozó felvételekkel történő összehasonlítás) nélkül biztosan nem igazolható.

A korrelációs vizsgálatok alapján több paraméter mutat összefüggést a testmérettel, illetve a hangadásban a testhossz mellett a szájüreg nagyságát jellemző értékek is szerepet

játszanak. A korábban leírtakkal (LÖRCHER 1969) ellentétben az alapfrekvencia és a testméret-paraméterek között nem volt kimutatható összefüggés. Elemzéseinkhez nagy számú, összesen 9783 hangmintát használtunk fel, azonban a vizsgálatba vont egyedek száma viszonylag alacsony (33) volt. Feltételezhető, hogy a mintaelemszám növelésével eredményeink megerősíthetők lesznek, melyre megfelelő rögzítőberendezés és szűrés segítségével, akár terepi felvételek is alkalmasak lehetnek. A laboratóriumban alkalmazott standard körülmények (állandó hőmérséklet, a zavaró hatások maximális elnyomása, az állatok megfelelő előkészítése) azonban megnehezítik az ott készült felvételeknek az *in situ* rögzített hangmintákkal történő összevetését. Mindezek mellett a rendelkezésünkre álló hangadássorozatok elemzésére még nem került sor, melynek eredményei eddigi tapasztalatainkat kiegészíthetik.

Végezetül elmondható, hogy az általunk alkalmazott módszerek megfelelő körülmények között alkalmasak a sárgahasú unka két magyarországi földrajzi csoportjának szétválasztására.

Köszönetnyilvánítás. Ezúton szeretnénk köszönetet mondani az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főfelügyelőségnek és a területileg illetékes Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségeknek, hogy hogy munkánkat engedélyezték (engedélyszám: 14/810-2/2007.) Köszönettel tartozunk DANKOVICS RÓBERTnek, GRÜBER ÁGNESnek, VÁGI BALÁZSNak, DOBOLYI KONSTANTINNAK, KANYÓ KATALINNAK, NÉMETH ANDRÁSNAK, BOROSJENŐI KITTIKNEK és LIEBHARDT ANDRÁSNAK a terepi munkában, valamint OTT FERENCNEK és ZSEBŐK SÁNDORNAK a programfejlesztésben, továbbá LIEBHARDT GÁBORNAK és KIMPIÁN TIBORNAK az elektronikai fejlesztésekben nyújtott segítségével. Köszönettel tartozunk SZÖVÉNYI PÉTERNEK a statisztikában nyújtott segítségért, valamint AUGUSZTINOVICZ FÜLÖP TANÁRÚRNAK az Akusztikai Laboratórium eszközeinek rendelkezésünkre bocsátásáért.

Irodalomjegyzék

- ADOBE Inc. (2007): *Audition 3.0*. User's manual, http://download.adobe.com/.../adobe/.../audition/.../2.../audition_user_guide.pdf; utolsó letöltés: 2010.12.20.
- BURMEISTER, S. & WILCZINSKY, W. (2004): Social signals regulate Gonadotrophine-releasing hormone neurons in the green treefrog, *Brain, Behaviour and Evolution* 65: 26–32.
- COGĂLNICEANU, D. (1996): Distribution of the yellow-bellied toad (*Bombina v. variegata*) in Romania. *Naturschutzreport* 11: 225–230.
- DELY O. GY. (1967): *Kétéltűek – Amphibia*. – In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)*, 20(3), Akadémiai Kiadó, Budapest, 80 pp.
- GASC, J.P., CABELA, A., CRNOBRNJA-ISALOVIC, J., DOLMEN, D., GROSSENBACHER, K., HAFFNER, P., LESCURE, J., MERTENS, H., MARTÍNEZ RICA, J.P., NAURIN, H., OLIVEIRA, M.E., SOFIANIDOU, T.S., VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (1997): *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Colection Patrimoines Naturels 29. Societas Europea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris. 496 pp.
- GOLLMANN, G. (1987): *Bombina bombina* and *Bombina variegata* in the Mátra mountains (Hungary): New data on distribution and Hybridization, *Amphibia-Reptilia* 8: 213–224.

- GOLLMANN, G. (1986): Genetic analysis of *Bombina* hybrids from eastern Slovakia. – In: ROČEK, Z. (ed.): *Studies in Herpetology. Preceedings of the European Herpetological Meetings, Prague 1985*. Charles University Press, Prague, pp. 121–126.
- LÖRCHER, K. (1969): Vergleichende bio-akustische Untersuchungen an der Rot- und Gelbbauchunke, *Bombina bombina* (L.) und *Bombina v. variegata* (L.). *Oecologia* 3: 84–124.
- LÖTTERS, S. & WIDMER, A. (1997): Bioacoustic comparisons of the advertisement calls of the poison frogs *Dendrobates histrionicus* and *Dendrobates lehmanni* from northwestern South America, In: VENCES M., KÖHLER J., ZIEGLER T. & BÖHME, W. (eds.): *Herpetologia Bonnensis. Societas Europaea Herpetologica, Bonn* pp. 237–245.
- MACCALLUM, C.J.M NÜRNBERGER, B., BARTON, N.H. & SZYMURA, J.M. (1998): Habitat preference in the *Bombina* hybrid zone in Croatia. *Evolution* 52(1): 227–239.
- MARIÁN M. (1988): A Zselic kételtű és hullőfaunájáról. *Somogyi Múzeumok Közleményei* 13: 291–313.
- MÉHELY L. (1891): A magyar fauna *Bombinatorjai* és egy új *Triton* (*Molge*) faj hazánkból. *MTA Matematikai és Természettudományi Közlemények* 24: 553–574.
- NIEKISCH, M. (1995): Die Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*). Biologie, Gefährdung, Schutz, Ökologie in Forschung und Anwendug 7. Margraf Verlag, 234 pp.
- NÜRNBERGER, B., BARTON, N.H., KUUK, L.E.B. & VINES, T.H. (2005): Mating patterns in a hybrid zone of fire-bellied toads (*Bombina*): inferences from adult and full-sib genotypes. *Heredity* 94(2): 247–257.
- OLMSTED, D. D. (2006): The frog hypothalamus is the source of mate calling behavior. <http://neurocomputing.com>, (utolsó letöltés: 2010.03.07.)
- PODANI, J. (2001): *Computer program for data analysis in ecology and systematics*. User's manual. Scientia, Budapest, 53 pp
- SANDERSON, N., SZYMURA, J.M. & BARTON, N.H. (1992): Variation in mating call across the hybrid zone between the fire-bellied toads *Bombina bombina* and *Bombina variegata*, *Evolution* 46(3): 595–607.
- SCALA, R. & FRACASSO, G. (2004): Fattori che influenzano la presenza degli anfibî nelle pozze d'alpeggio del Monte Baldo veronese. *Bollettino del Musco Civico di Storia Naturale di Venezia* 55: 159–169.
- SCHNEIDER, H. (1966): Die Paarungsrufe einheimischer Froschlurchen. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 57: 119–136.
- SCHNEIDER, H. (1968): Bio-akustische Untersuchungen am Mittelmeerlaubfrosch, *Zeitschrift vergleich Physiologie* 61: 369–385.
- SMITH, M.J., ROBERTS, J.D., HAMMOND, T.J. & DAVIS, R.A. (2003a): Intraspecific variation tn the advertisement call of the sunset frog *Spicospina flammocoerula* (Anura: Myobatrachidae): A frog with a limited geographic distribution. *Journal of Herpetology* 37(2): 285–291.
- SMITH, M.J., OSBORNE W. & HUNTER, D. (2003b): Geographic variation in the advertisement call structure of *Litoria verreauxii* (Anura: Hylidae). *Copeia* 2003(4): 750–758.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. (1995): *Biometry: The principles and partive of statistics in biological research*. 3rd edition, W.H. Freeman, New York, 887 pp.
- STATSOFT Inc. (2004): *Statistica 7.0 for Windows*. Program manual, StatSoft Inc., Tulsa, Okla
- STEINBERG MEDIA TECHNOLOGIES GmbH (2004): *Cubase SX version 2.2*. Operation manual, Steinberg Media Technologies GmbH, Hamburg, Gernay.
- SZABÓ, I. (1959): Contributions á la repartition de Sonneur aux pieds épais (*Bombina variegata* L.) en Hongrie. *Vertebrata hungarica* 1: 161–169.
- SZÉKELYI M. és BARNÁ I. (2002): *Tűlélőkészlet az SPSS-hez*. Typotex kiadó, Budapest, 453 pp.
- SZYMURA, J.M. (1993): Analysis of hybrid zones with *Bombina*. In: HARRISON, R.G. (ed): *Hybrid zones and the evolutionary process*. Oxford University Press, Oxford, New York, pp. 261–289.
- SZYMURA, J.M., UZZELL, T. & SPOLSKY, C. (2000): Mitochondrial DNA variation in the hybridizing fire-bellied toads, *Bombina bombina* and *Bombina variegata*. *Molecular Ecology* 9: 891–899.

- TÁRANO, Z. (2001): Variation in male advertisement calls in the neotropical frog *Physalaemus enesefae*. *Copeia* 4: 1064–1072.
- TARNÓCZY T. (1984): *Akusztika – hangnyomás, hangosság, zajosság*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp.
- THE MATHWORKS Inc. (2008): *Matlab R2008a, version 7.6.0.324*. Product help, The Mathworks Inc., Natick, Massachusetts, USA.
- VASARA, E., SOFIANIDOU, T. S. & SCHNEIDER, H. (1991): Bioacoustic analysis of the Yellow-bellied toad in Northern Greece (*Bombina variegata scabra* L., Anura, Discoglossidae). *Zoologischer Anzeiger* 226 (5/6: 220–236.
- VÖRÖS J. (2002): Az Őrség unkaállományának (*Bombina* spp.) vizsgálata. *Praenorica Folica Historia-Naturalia* 6: 181–186.
- VÖRÖS, J., KORSÓS, Z. & SZALAY, F. (2003): A comparative morphological study of the two Hungarian discoglossid toad species *Bombina* spp. *Biota* 3(1–2): 171–177.
- VÖRÖS, J. (2006): *A Bombina bombina és Bombina variegata morfológiai és genetikai vizsgálata Magyarországon, különös tekintettel filogeográfiájukra és a két faj által alkotott hibridzónákra.*, Doktori értekezés, ELTE, Budapest 82 pp.
- VÖRÖS, J. (2008): A vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (*Bombina variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon, *Természetvédelmi Közlemények* 14: 45–59.
- WEVER, E.G. (1985): *The amphibian ear*. Princeton University Press, New Jersey, 488 pp.
- ZWEIFEL, R. (1959): Effect of temperature on call of the frog, *Bombina variegata*. *Copeia* 4: 322–327.

Comparative bio-acoustic study of hungarian populations of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata*)

FERENC HOCK^{1*}, CSABA HUSZTY², GERGELY SZÖVÉNYI¹ & JUDIT VÖRÖS³

¹Eötvös Loránd University, Department of Systematic Zoology and Ecology, Pázmány P. s. 1/c.
H-1117, Budapest, Hungary *E-mail: hockf@bioakusztika.hu

²Laboratory of Acoustics, Department of Telecommunications, Budapest University of Technology and
Economics, Magyar tudósok körútja 2., H-1117, Budapest, Hungary

³Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13., H-1088, Budapest, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 191–206.

Abstract. Post-glacial recolonization of the yellow-bellied toad (*Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758)) has occurred following two recolonization routes: from the Carpathians and from the Alps. In spite of their morphological similarity, significant genetic differences exist between the two lineages. The present study aims at investigating whether the two lineages (represented by 5 Hungarian populations) differ in their bioacoustical characteristics. In order to exclude disturbing effects, the recording was carried out in the semi-anechoic room of the Laboratory of Acoustics of the Department of Telecommunication, Budapest University of Technology and Economics. Using Matlab 7.6 a program was developed to facilitate quick and repeatable analysis of advertisement and mating calls. Altogether 9783 call samples belonging to 33 individuals have been analysed. The Mann-Whitney U-test used to compare calls of individuals belonging to the different lineages showed significant differences among the Carpathian and Alpine lineage, especially in the characteristics of the mating call. At the same time, the results of the principal component analysis show a separation of the populations investigated that is different from that of the geographical lineages, which may be the result of the independent evolution of the different populations. The correlation analysis investigating the relationship of the body length, the head width and length of the analysed individuals mostly showed negative correlation of the above-mentioned parameters. In contrast to previous studies, variations in the base frequency did not show any correlation with the body size of the animals.

Keywords: bioacoustics, Carpathian and Alpine lineage, comparison, yellow-bellied toad.

Ökológiai átjárók kihasználtságának vizsgálata autópályák alatt*

KOVÁCS TIBOR, VÁGI BALÁZS és TÖRÖK JÁNOS

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai tanszék,
H-1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/c.

Összefoglalás. Az autópálya-tervezések részét képezi egy olyan hatásvizsgálat, mely segítséget nyújt az ökológiai átjárók legmegfelelőbb kijelöléséhez. Ebből a célból egy kihasználtsági vizsgálatot végeztünk három magyarországi autópálya-szakasz mentén, amely a vándorló kételtű- és hullóállományokra fókuszált. A kutatás magába foglalta az átjárókhoz érkező kételtűek–hüllők csapdázásos egyedszámbecslését és az átjárók mikroklimájának időbeli nyomon követését. Továbbá vizsgáltuk a barna varangyok testhőmérsékletét az átjárók belsejének különböző pontjain, valamint preferenciájukat valamelyik átjárótípus iránt. A csapdázások meglepően kis létszámú, néhány tíz egyedből álló vándorló populációkat mutattak ki, kizárólag az M7 autópálya mentén, míg az M3 és M30 autópálya mentén nem találtunk vándorló állatokat. Legnagyobb számban az autópálya részsíjút élőhelyként használó fajok fordultak elő. Az átjárókban a hőmérséklet és a relatív páratartalom állandóbbnak bizonyult a kültérben tapasztalt ingadozáshoz képest, azonban az éjszakai vándorlási időszakban a belső légtér és a kültér relatív páratartalma megegyezett, vagy az átereszek belsejében kissé alacsonyabb volt. A barna varangyok testhőmérséklete háromból két csőtípusnál nem változott szignifikáns mértékben az átjárók nyílása és közepe közt. Az egyes átjárótípusok között a mikroklimában nem tapasztaltunk lényeges különbséget.

Kulcsszavak: kételtűek, hullók, vándorlás, műszaki létesítmények.

Bevezetés

A kételtű- (*Amphibia*) fajokat a kipusztulás által legveszélyeztetettebb állatok között tartják számon. Jelenlegi ismereteink szerint a kételtűek körülbelül egyharmada veszélyeztetett, amit súlyosbít, hogy további egyharmad részükről egyszerűen nem rendelkezünk elegendő információval (HOULAHAN et al. 2000). A veszélyeztető tényezők között szerepel az élőhelyek leromlása és többek közt utak, autópályák általi feldarabolódása (VOS & CHADRON 1998), valamint a közvetlen emberi pusztítás is, például a közúti gázolások (FORMAN & ALEXANDER 1998), amelyek a hullók esetében gyakran szándékosak (ASHLEY et al. 2007). A kételtűek migrációját a tavaszi felmelegedés és csapadékhullás indítja el a peterakóhelyek irányába. A hullók esetében fordított irányú, a szárazföldi tojásrakó helyek felé tartó vándorlás zajlik, mely főleg az édesvízi teknősökre jellemző. A tömeges tavaszi vándorlás mellett

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

még két kisebb zajlik: az első, amikor a felnőtt állatok a szaporodás után visszatérnek a táplálkozóterületre, a második pedig akkor, amikor a lárvállapotból átalakult fiatalok áttérnek a szárazföldi életmódra és tömegével hagyják el a vizeket. A felnőttek vándorlásának napszakos üteme jellegzetes, legnagyobb számban az esti órákban és az éjszaka első felében mozognak, hiszen a környezeti viszonyok ilyenkor a legmegfelelőbbek számukra (POUGH et al. 2004). Magyarországon, főleg hegy- és dombvidéki erdős területeken nagy tömegben vándorló faj a barna varangy (*Bufo bufo*), az erdei béka (*Rana dalmatina*) és előfordulási helyein a gyepi béka (*Rana temporaria*), egyes síkvidéki élőhelyeken pedig a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*). Hosszabb ideig tartó, kisebb intenzitású vándorlást végezhetnek a götékek (*Triturus dobrogicus*, *Lissotriton vulgaris*) is. A hazai kétéltűvándorlások faji összetételéről és tömegességéről internetes honlapokon lehet információhoz jutni ([http1](http://1), [http2](http://2)).

Magyarországon alig vizsgálták a kétéltűek és hüllők vándorlási szokásait. PUKY et al. (1990) részletesen értékelte a barna varangy vándorlását befolyásoló tényezőket, elsősorban az időjárási faktorokat. TUNNER (1992) egy kistavibéka-példánynál (*Pelophylax lessonae*) 15 km hosszú vándorlást írt le a Fertő-tó mellett.

A magyarországi közúti kétéltűpusztulást a 90-es években kezdték el tanulmányozni. VOGEL & PUKY (1995) egy olyan gyors eljárás metodikáját írták le, amellyel becsülni lehet az autópályák kétéltű-populációkra gyakorolt hatását. VOGEL et al. (2000) az átjárók építésének hazai tapasztalatait foglalták össze. Legteljesebben SIMONYI et al. (1999) foglalta össze a Magyarországon és más európai országokban elindított természetvédelmi programokat, melyek az élővilágnak az autópályák hatásától való védelmét célozták meg. Külföldön LESBARRÉRES et al. (2004) vizsgált meg három békafajt abból a szempontból, hogy vándorlásuk során miképp viselkednek, ha csőalakú átjárón kell áthaladniuk. Az erdei béka került a csővön való áthaladást, míg a barna varangy és a kecskebéka elfogadta az átjárót. Az erdei béka és a kecskebéka preferálta a nedves talajréteggel borított csövet a csupasz beton-aljzathoz képest, míg a barna varangy nem tett ilyen különbséget. WOLTZ et al. (2008) négy észak-amerikai kétéltű- és hüllőfajnál vizsgálta meg, hogy az átjárók műszaki paramétereinek miképp befolyásolják az állatok viselkedését, elfogadják-e a különféle csöveket az áthaladáshoz és tesznek-e különbséget az egyes típusok között, és azt találta, hogy a *Chelydra serpentina*, a *Rana clamitans* és a *R. pipiens* a 0,5 méternél nagyobb átmérőjű csöveket preferálja, míg a *Chrysemys picta* a közepes átmérőjű, 0,5–0,6 m-es csövek iránt mutatott preferenciát. A *R. clamitans* előnyben részesítette a földes, kavicsos aljzatot a csupasz betonhoz és műanyaghoz képest. Ugyanezen fajnál figyelték meg egyedül a nagyobb megvilágítottság irányába mutató preferenciát. JACKSON & TYNING (1989) Massachusetts államban azt figyelte meg, hogy az átereszek bejáratánál talált 87 foltos harántfogúgöte (*Ambystoma maculatum*) közül 66 sikeresen átjutott az áteresz túlsó végéig. VEENBAAS & BRANDJES (1999) hollandiai felmérései szerint a megvizsgált 31 átjáró közül 23-ban bukkantak fel kétéltűek. Az állatok jelenléte vagy hiánya nem függött össze a csövek átmérőjével. PAINTER & INGRALDI (2007) a *Phrynosoma mcalldii* nevű észak-amerikai sivatagi gyíkon vizsgálták, hogy az állatok tudják-e használni az utak alá beépített átereszeket. A kísérlethez használt 54 egyed közül 12 tudott sikeresen átjutni, és a vizsgálat eredménye szerint indifferens volt a csövek átmérője és megvilágítottsága.

Kutatásunk célja három magyarországi autópálya alá beépített ökológiai átjárók funkcionális hatékonyságának feltárása volt. Mivel a kétéltűek élettani állapotát, viselkedését alapvetően befolyásolja a környezet hőmérséklete és páratartalma (POUGH et al. 2004), cé-

lul tüztük ki az átjáróként használt különféle csőtípusok mikroklimatikus különbségeinek, valamint a kétéltűek átjáró-preferenciájának vizsgálatát.

További kérdésként merült fel, hogy az átjárókat használó kétéltűek testhőmérséklete miként változik a csövek belsejében, és hogy ez függ-e a csövek műszaki paramétereitől.

Erre azért volt szükség, mert az autópályák alatti átereszek megépítéséért felelős beruházó több, nem dokumentált forrásból olyan információkhoz jutott, melyek szerint az átjáró közepéig elérő kétéltűek oly mértékben lehűlhetnek, hogy mozgásképtelenné válnak áthaladás közben.

Anyag és módszer

Területek

A vizsgálatokat az alábbi autópálya-szakaszokon végeztük el:

M7 autópálya 128+450 – 129+100 km szelvény (Balatonőszöd)

M7 autópálya 134+900 – 135+700 km szelvény (Rádpusztá)

M7 autópálya 146+950 – 148+800 km szelvény (Ordacsehi)

M3 autópálya: 101+500 – 102+500 km szelvény (Kál)

M30 autópálya: 9+300 – 10+600 km szelvény (Hejőkeresztúr)

(Az útépítő mérnöki terminológia alapján például 128+450 km szelvény értelmezése: 128. kilométer szelvény + 450 m)

A fenti szakaszon különféle műszaki paraméterekkel rendelkező átjárók állnak rendelkezésre (1. táblázat). Az M30-a autópálya alatti 14 szellőzőakna közül hatban az akna nyílását 2 cm vastag habszivacs lappal fedtünk le, a többit szabadon hagytuk.

1. táblázat. Az átjárók típusai a vizsgálat autópálya szakaszokon.

Table 1. Types of the studied motorway tunnels.

Autópálya	Darabszám	Átmérő (m)	Anyag	Aljzat	Akna
M7	6	2	beton	csupasz	nincs
M7	3	2	acél	csupasz	nincs
M3	11	1	acél	földes	nyitott
M30	8	1	beton	csupasz	nyitott
M30	6	1	beton	csupasz	fedett

Állatok csapdázása

A csapdázáshoz 12 literes vödröket ástunk le a vizsgált átereszek (M7: 7 db, M3: 11 db, M30: 14 db) bejáratánál, melyet 50 cm magas hálóval zártunk el. Csapdázást az ordacsehi szakaszon nem végeztünk az átjáró erre alkalmatlan műszaki kialakítása miatt. A csapdába esett állatok kiszáradását elkerülendő a vödrökbe tojástartó kartont, illetve földet szórtunk. Ellenőrzésüket 2–3 naponta végeztük el.

Mikroklíma mérések

Az átereszek mikroklímáját hőmérséklet és relatív páratartalom mérésére alkalmas automata adatrögzítőkkel (Votcraft DL-120TH, Conrad GmbH, Németország) vizsgáltuk (M7: 6 db, M3: 4 db, M30 nyitott: 4 db, M30 fedett: 4 db). A műszerek felóránként rögzítették a hőmérséklet és a páratartalom értékét. Az adatrögzítőket az átereszek középső szakaszán helyeztük el a csövek falára rögzítve, a keresztmetszet legmélyebb pontja felett kb. 20–25 cm magasságban. Elvárásaink szerint a mikroklíma a középső szakaszon mutathatja a legnagyobb különbséget a külső térhez képest. Minden vizsgált szakaszon egy-egy kültéri adatrögzítőt is elhelyeztünk, szintén 20–25 cm-rel a talaj fölött. Az M7 autópályán február 28–április 19. közt, míg az M3 és M30 autópályákon március 4–április 24. között gyűjtöttünk adatokat.

Barna varangy testhőmérséklet-változásának mérése

A kísérleti periódusban (2009. április 1. és április 7. között) minden egyes csőtípusban megmértük a kételtűek testhőmérsékletének változását az áteresz nyílása és közepe közt. A kísérlethez barna varangyokat (*Bufo bufo*) használtunk (az állatokat a Pilis-Visegrádi-hegységből gyűjtöttük be a Közép-Duna-völgyi KÖTEVIFE engedélyével). Az 1 m átmérőjű áteresztípusok mindegyikéből 6–6 darabot jelöltünk ki a vizsgálatához, míg a 2 m átmérőjűek esetében a betoncsövekből 6, az acélcsövekből 3 vizsgálatára volt lehetőség. Három mérési pontot jelöltünk ki a csövek belsejében, egyet az egyik nyílásnál, egyet az első negyednél és egyet középen. Minden pontra 3–3 állatot helyeztünk el egy lyukacsos műanyag zsákban (ún. „raflia krumpliszák”), hogy testük kellő felületen érintkezhesen az aljzattal. Az állatok testhőmérsékletét egyórás kondicionálás után Maxwell MT-25 922 típusú digitális gyors hőmérővel, végbélben mértük le. Minden egyes mérési ponton felvettük a levegő és az aljzat hőmérsékletét is. A méréseket este, a vándorlás jellemző időszakában végeztük. Mindig más állatokat használtunk fel a vizsgálat során, egy összehasonlításnál egy állat nem került többször felhasználásra.

Statisztikai értékelés

Az adatrögzítők által mért mintázat mind a csövek belsejében, mind a kültérben a szinkron, szinuszos lefutású napi periodicitást mutatta. Az összehasonlításhoz minden nap és minden adatrögzítőnél felvettük a napi hőingás és maximális páratartalom-különbség értékét (ΔT , illetve ΔRH – a legkisebb és a legnagyobb érték különbségét), majd az egy csőtípushoz tartozó értékeket átlagoltuk. Így a paraméteres tesztek előfeltételeit teljesítő adatokhoz jutottunk, melyeket egyutas ANOVA tesztekkel hasonlítottunk össze. A függő változó a hőmérsékletnél a napi ΔT volt, csoportosító változóként a rögzítés helyét (csőtípusok és kültér) vittük be. Hasonlóképpen a relatív páratartalomnál a napi ΔRH volt a függő változó, csoportosító változó a rögzítés helye.

Az állatok testhőmérsékletét az átereszek egyes pontjai között hasonlítottuk össze. Az M3 és M30 autópályáknál végzett méréseket csőtípusonként összevontuk, mert a csövek egymás mellett helyezkedtek el és azonos felépítésűek voltak. Az M7 mentén az acéllemez csövek kis száma (3) nem tett lehetővé statisztikai összehasonlítást, az M7 beton átereszei pedig távolabb helyezkedtek el, és különböző műszaki kiképzésűek (hosszúak) voltak, így a statisztikai összehasonlításhoz itt is túlzottan kicsi mintaszám adódott volna. Az adott pon-

ton fölvelt levegő- és aljzathőmérséklet, valamint az állatok átlagolt testhőmérsékletének kapcsolatát lineáris regressziószámítással vizsgáltuk. A modellben a hőmérsékleti adatokon kívül mást nem szerepeltettünk, mert egyéb, az állatokra vagy a helyre vonatkozó változót nem mértünk. A cső három pontján fölvelt testhőmérsékletek különbözőségének tesztelésére Generalized Linear Model varianciaanalízist alkalmaztunk. A statisztikai kiértékelést a Statistica 8.0 programmal végeztük (StatSoft. Inc., Tulsa, Egyesült Államok).

Eredmények

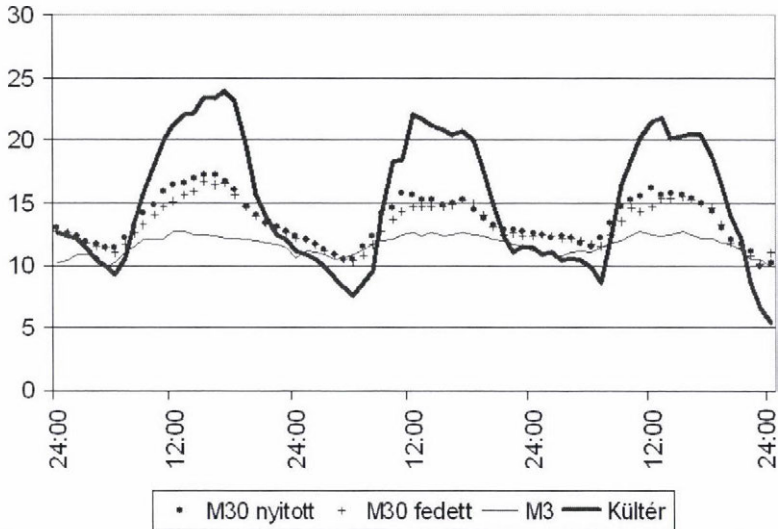
A csapdázások során összesen 10 fajhoz tartozó 221 kétéltű- és hüllőegyedet fogtunk, melyek közel felét a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) tette ki (2. táblázat). Egyedül a barna ásóbéka esetében figyeltünk meg tíznél nagyobb egyedszámot, és ennél a fajnál az autópálya két oldala között a legnagyobb egyedszámkülönbség 1,8-szorosnak adódott. A többi faj vagy nem vándorló (fürgő gyík), vagy egyedszáma nem érte el azt a mennyiséget, hogy tömegesen vándorló populációt feltételezzünk.

A mikroklímamérések során mind a hőmérséklet, mind a páratartalom tekintetében lényegesen kiegyenlítettebb napi ingadozást mértünk az átereszekben, mint a kültérben (1–2. ábra).

2. táblázat. A csapdázások eredménye (egyedszám) (az autópályák jobb és bal oldala mérnöki szak kifejezés és a 0 km szelvény felől haladva értelmezendő).

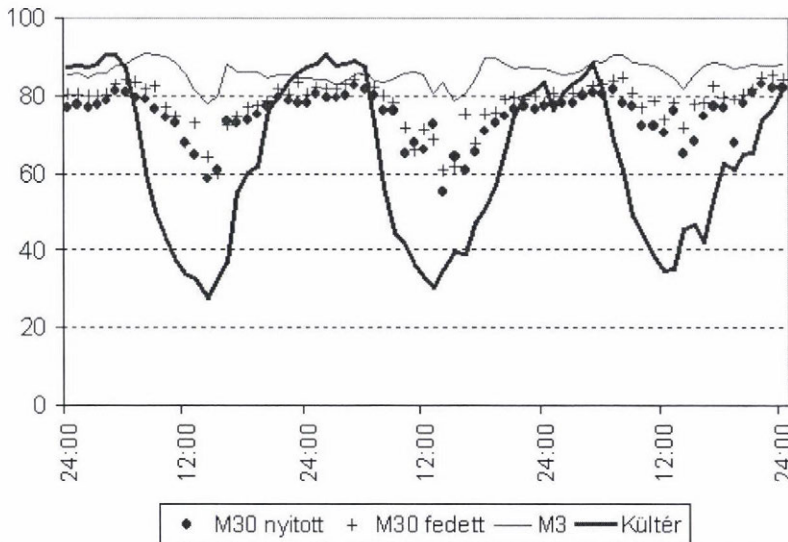
Table. 2. Results of the pitfall trappings (individuals).

	Balatonőszöd		Rádpusztá		Kál		Hejőkeresztúr	
	bal	jobb	bal	jobb	bal	jobb	bal	jobb
Dunai tarajosgöte <i>Triturus dobrogicus</i>		1						
Vöröshasú unka <i>Bombina bombina</i>		4	16					
Barna ásóbéka <i>Pelobates fuscus</i>	8	13	9	14	23	14	10	18
Barna varangy <i>Bufo bufo</i>	8	1	5	8	1			
Zöld varangy <i>Bufo viridis</i>					3		1	3
Zöld levelibéka <i>Hyla arborea</i>			2	3				
Tavi béka <i>Pelophylax ridibundus</i>						1		1
Mocsári béka <i>Rana arvalis</i>			1	2				
Erdei béka <i>Rana dalmatina</i>		1	1	4				
Fürgő gyík <i>Lacerta agilis</i>					10	17	13	5



1. ábra. A hőmérséklet (°C) napi változása az átereszek belsejében (M30 nyitott, M30 fedett, M3) és a kültérben három jellegzetes nap adatai alapján.

Figure 1. Daily change of temperature (°C) inside the tunnels and in the environment; three typical days.



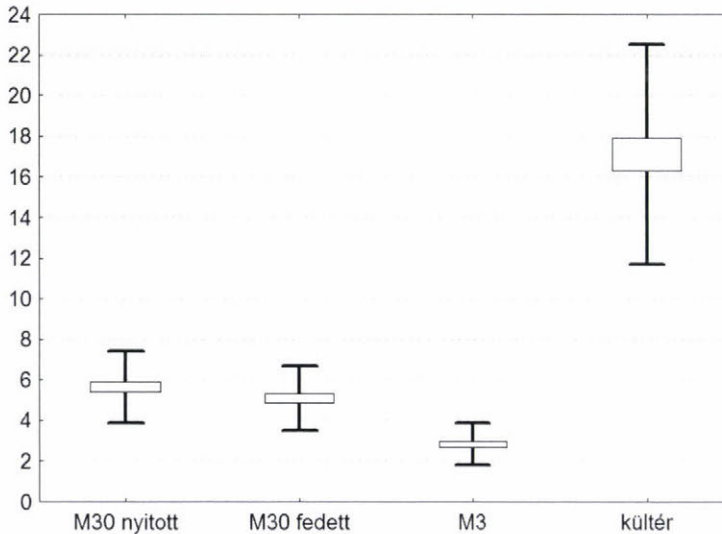
2. ábra. A relatív páratartalom (%) napi változása az átereszek belsejében (M30 nyitott, M30 fedett, M3) és a kültérben három jellegzetes nap adatai alapján.

Figure 2. Daily change of relative humidity (%) inside the tunnels and in the environment; three typical days.

A 2 m átmérőjű átereszekben, melyek aljzatát csupán véletlenül behordott, vékony földréteg fedte, a hőingás és a relatív páratartalom napi ingadozása is nagyobb volt, mint az 1 m átmérőjű csövek esetén (hőmérséklet: kétmintás t-próba $t_{252,98}=8,28$; $p<0,001$; relatív páratartalom kétmintás t-próba $t_{252,98}=6,52$; $p<0,001$).

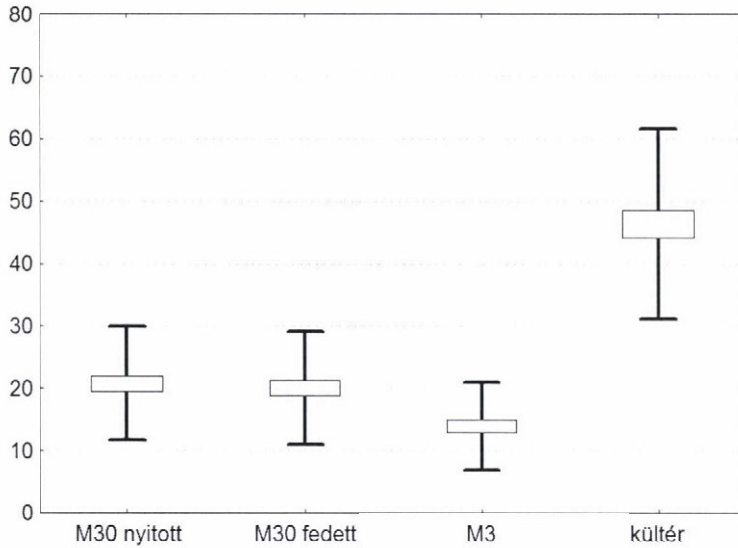
Az 1 m átmérőjű csövekben a hőmérséklet és a relatív páratartalom napszakos ingadozása kisebb volt, mint a kültérben, illetve a földes aljzatú csövekben kisebb volt az ingadozás, mint a csupasz aljzatúakban (3–4. ábra, hőmérséklet: egyutas ANOVA, $F_{234,5}$, $p<0,001$; Tukey HSD tesztek: a földes csövekben kisebb volt az ingadozás, mint a csupasz csövekben, és minden csőtípusban kisebb volt, mint a kültérben – valamennyi $p<0,001$; relatív páratartalom: egyutas ANOVA, $F_{3,199}=92,0$, $p<0,001$; a Tukey HSD teszt ugyanazokban az esetekben talált különbséget, mint a hőingás esetén – valamennyi $p<0,001$). A lefedett és nyitva hagyott szellőzőaknájú csövek között nem volt különbség a hőingás és a páratartalom ingadozásának tekintetében.

A 2 m átmérőjű csöveknél a kültér hőingása szintén nagyobb volt, mint a csövek belsőjében mért értékek (5–6. ábra; egyutas ANOVA, $F_{2,144}=88,2$, $p<0,001$ Tukey HSD teszt $p<0,001$), a csőtípusok között nem volt különbség (Tukey HSD teszt, $p=92,4$). A relatív páratartalom ingadozása is nagyobb volt, mint a kültérben (egyutas ANOVA, $F_{2,144}=115,0$; $p<0,001$; Tukey HSD teszt: $p<0,001$). A két csőtípus ebben a tekintetben sem különbözött egymástól (Tukey HSD teszt: $p=93,6$).



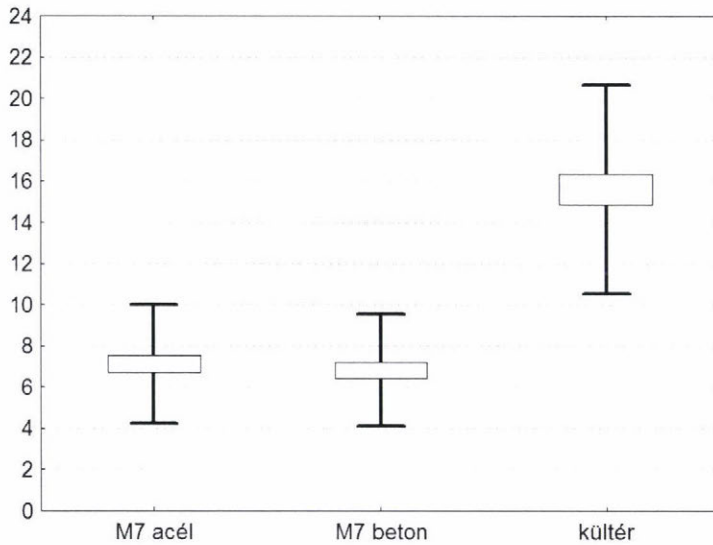
3. ábra. A napi hőingás (°C) az 1 m átmérőjű átereszek belsejében (M30 nyitott, M30 fedett, M3) és a kültérben. Doboz: standard hiba, pálcák: szórás

Figure 3. Daily change of temperature (°C) inside the 1 m tunnels (M30 open, M30 covered, M3) and in the environment. Box: standard error, bars: standard deviation



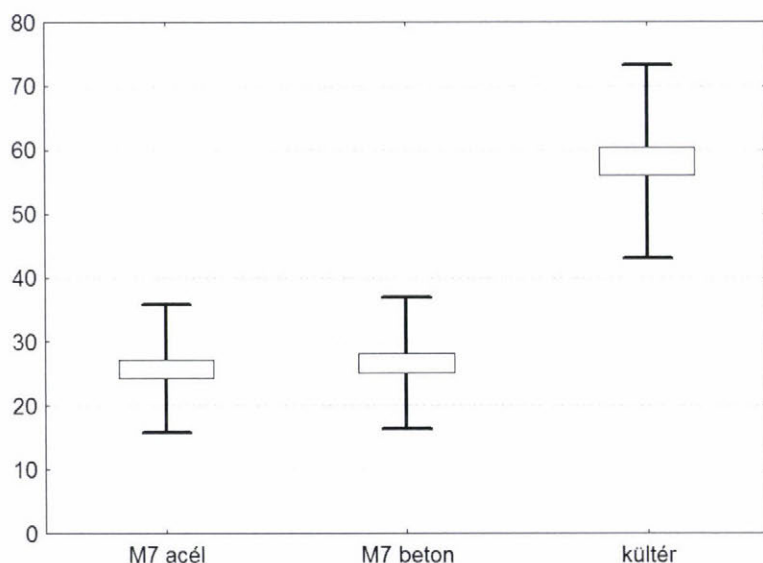
4. ábra. A relatív páratartalom napi változása (%) az 1 m-es átereszek belsejében (M30 nyitott, M30 fedett, M3) és a kültérben. Doboz: standard hiba, pálcák: szórás

Figure 4. Daily change of relative humidity (%) inside the 1 m tunnels and in the environment. Box: standard error, bars: standard deviation



5. ábra. A napi hőingás (°C) a 2 m átmérőjű átereszek belsejében (M7 acél, M7 beton) és a kültérben. Box: standard hiba, pálcák: szórás.

Figure 3. Daily change of temperature (°C) inside the 2 m tunnels (steel and concrete) and in the environment. Box: standard error, bars: standard deviation.



6. ábra. A relatív páratartalom napi változása (%) a 2 m átmérőjű átérsek belsejében (M7 acél, M7 beton) és a kültérben. Box: standard hiba, pálcák: szórás

Figure 6. Daily change of relative humidity (%) inside the 2 m tunnels (steel and concrete) and in the environment. Box: standard error, bars: standard deviation

A nappali mérések (06:00–21:00) eredményei szerint ebben a napszakban az átérsek belsejének átlaghőmérséklete elmarad a kültértől, míg éjszaka a beltér átlaghőmérséklete magasabb. Fordított irányú változást mutat a kültér relatív páratartalma, melynek átlaga napközben akár 20%-kal alacsonyabb is lehet, mint egyes átérsek belsejében. Éjjel azonban gyors emelkedésbe kezd, beéri, sőt több átérsekben is kismértékben meghaladhatja a belső páratartalom-értékeket (3.–4. táblázat).

3. táblázat. Az M7 autópálya átjáróinak és a kültér átlaghőmérséklete (T) és relatív páratartalma (RH).
Table 3. Mean temperature (T) and relative humidity (RH) inside the M7 tunnels and outside.

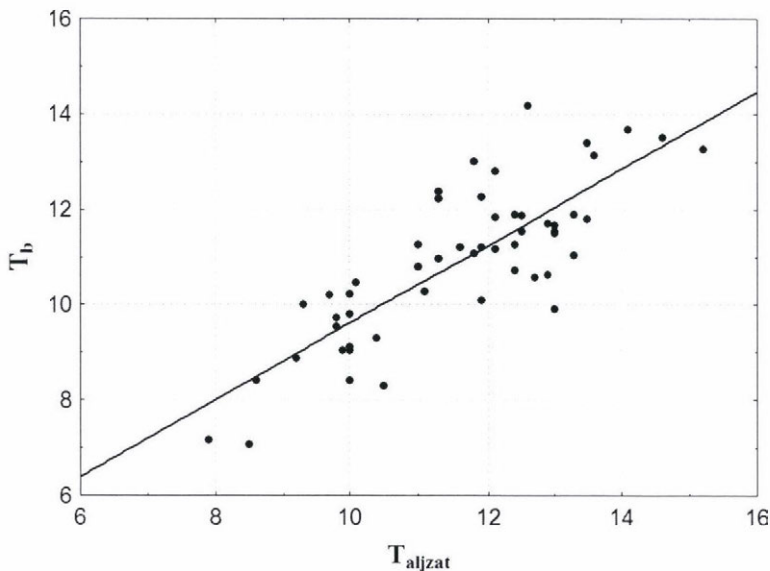
autópálya	típus	napszak	n	T átlag	T szórás	RH átlag	RH szórás
M7	beton	nappal	1200	9,1	4,0	73,0	13,5
	acél		1200	9,7	4,3	68,5	13,9
	kültér		1200	14,1	7,0	53,9	21,7
	beton	éjszaka	1200	6,5	2,8	78,6	9,5
	acél		1200	7,2	3,2	74,9	9,9
	kültér		1200	6,0	4,0	78,6	11,8

4. táblázat. Az M3–M30 autópálya átjáróinak és a kültér átlaghőmérséklete (T) és relatív páratartalma (RH).

Table 4. Mean temperature (T) and relative humidity (RH) inside the M3–M30 tunnels and outside.

autópálya	típus	napszak	n	T átlag	T szórás	RH átlag	RH szórás
M3	acél, nyitott	nappal	1250	7,5	2,8	82,0	9,8
M30	beton, nyitott		1250	9,1	4,1	73,2	13,8
M30	beton, fedett		1250	8,7	3,9	76,0	13,0
M3–M30	kültér		1250	11,8	7,2	63,0	20,9
M3	acél, nyitott	éjszaka	1250	6,3	2,7	82,1	8,3
M30	beton, nyitott		1250	6,6	3,6	77,3	10,6
M30	beton, fedett		1250	6,6	3,5	79,3	10,1
M3–M30	kültér		1250	4,3	4,8	83,3	10,2

A barna varangyok testhőmérséklete az esti órákban az 1 m átmérőjű, fedett aknájú, csupasz aljzatú átereszek (M3 autópálya) kivételével minden további csőtípusnál szignifikánsan pozitívan korrelált az aljzat hőmérsékletével (lineáris regresszióanalízisek: 2 m hullámacél: $R^2=0,58$; $F_{1,13}=18,27$; $p<0,001$; 2 m beton: $R^2=0,84$; $F_{1,20}=108,0$; $p<0,001$; 1 m fedett, csupasz: $R^2=0,003$; $F_{2,16}=0,043$; $p=0,84$; 1 m nyitott, földes: $R^2=0,38$; $F_{1,16}=9,607$; $p=0,007$; 1 m nyitott, csupasz: $R^2=0,40$; $F_{1,16}=10,76$; $p=0,005$; az összes 2 m átmérőjű cső adataira $R^2=0,64$; $F_{1,35}=62,8$; $p<0,001$; az összes 1 m átmérőjű cső adataira $R^2=0,67$; $F_{1,52}=105,2$; $p<0,001$) (7–8. ábra).

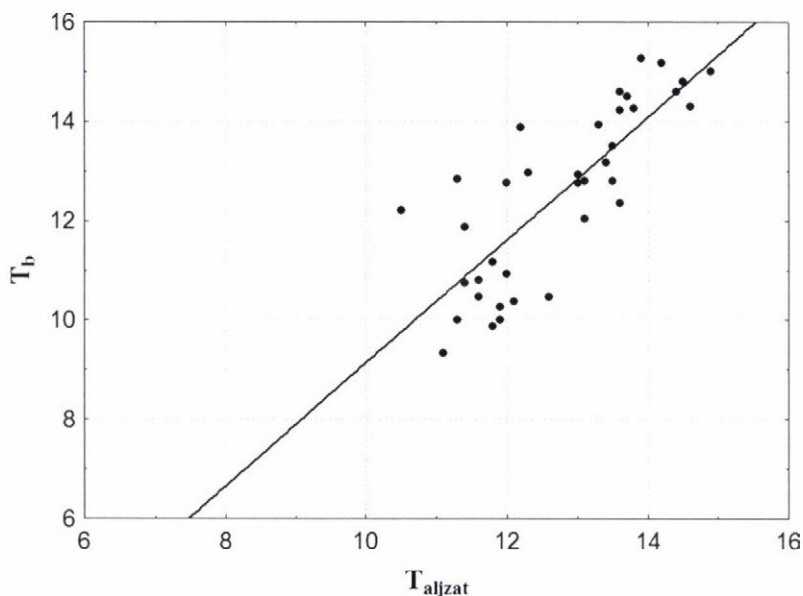


7. ábra. Barna varangyok testhőmérséklete (T_b ; °C) az aljzat hőmérsékletének (T_{aljzat} ; °C) függvényében az M3–M30-as autópályák átjáróiban az esti órákban.

Figure 7. Correlation between common toad body temperatures (T_b ; °C) and surface temperatures (T_{aljzat} ; °C) in tunnels under the motorways M3 and M30 in the evening.

Az állatok testhőmérséklete a levegő hőmérsékletével az 1 méteres csőtípusnál nem korrelált szignifikánsan az esti órákban, a 2 méter átmérőjű csöveknél viszont tapasztaltunk ilyen pozitív korrelációt (lineáris regresszióanalízisek: 2 m hullámacél: $R^2=0,73$; $F_{1,13}=34,5$; $p<0,001$; 2 m beton: $R^2=0,78$; $F_{1,20}=69,7$; $p<0,001$; 1 m fedett, csupasz: $R^2=0,10$; $F_{2,16}=1,78$; $p=0,20$; 1 m nyitott, földes: $R^2=0,12$; $F_{1,16}=2,14$; $p=0,16$; 1 m nyitott, csupasz: $R^2=0,01$; $F_{1,16}=0,11$; $p=0,74$).

A csövek három pontján: a bejáratnál, az egynegyedüknél, illetve a közepükön elhelyezett barna varangyok testhőmérséklete a legtöbb esetben nem mutatott különbséget (Generalized Linear Model: 1 m fedett, csupasz $p=0,14$; 1 m nyitott, földes: $p=0,12$). Az 1 m átmérőjű, nyitott, csupasz aljzatú csöveknél az esti órákban volt különbség az állatok testhőmérsékletében (Generalized Linear Model ANOVA; $p<0,001$): a *post-hoc* teszt (Tukey HSD teszt) alapján a bejáratához közeli ponton lévő állatok magasabb testhőmérsékletűek voltak, mint az egynegyednél ($p=0,007$), illetve a középen ($p<0,001$) elhelyezettek.



8. ábra. Barna varangyok testhőmérséklete (T_b : °C) az aljzat hőmérsékletének (T_{aljzat} : °C) függvényében az M7-es autópálya átjáróiban az esti órákban.

Figure 8. Correlation between common toad body temperatures (T_b : °C) and surface temperatures (T_{aljzat} : °C) in the tunnels under motorway M7 in the evening

Értékelés

A vizsgálati időszakban végzett csapdázás mind az M7, mind a M3–M30 autópályák mentén igen kis számú kétéltű jelenlétét mutatta ki. Az összes felmért autópálya-szakaszon fogott 221 kétéltűegyed száma eltörpül egy tömeges vándorlás egységadatok mellett. Az utakat keresztező kétéltűek mortalitási vizsgálata vagy mentőakciók során összegyűjtött

adatok rendszerint ezres vagy tízezes nagyságrendű vándorló populációkat jeleznek egy adott útszakaszon (ASHLEY & ROBINSON 1996, PURGER & GYETVAI 2001, GRYZ & KRAUZE 2008, HARTEL et al. 2009, [http2](http://)). A csapdába került állatok csekély egyedszáma alapján bizonyosra vehető, hogy az átjárók helyén tömegesen vándorló kétéltű-populációk nem keresztezik egyik autópálya nyomvonalát sem. Az átjárók telepítési helyének tervezésében az M3 és M30 autópályák esetén a legfontosabb szempont valószínűleg az volt, hogy az autópályák mentén kisebb-nagyobb kavicsbányatavak találhatók, melyek potenciális peterakóhelyként funkcionálhatnának. A meredek falú, majdnem teljesen növényzetmentes és rendszeresen zavart víztestek azonban nem nyújtanak kedvező feltételeket a kétéltűek szaporodásához, így nagy tömegű vonuló állományok nem is látogatják őket. Egyes esetekben az átjárók műszaki kivitelezése is eredményezhette az alacsony egyedszámot. Az M30 autópálya mentén 8 db átereszt a rézsútalp fölött mintegy 4–5 méter magasságban helyeztek el, egy magasított és meredek falú töltés koronájának tetején. Ezen a szakaszon különösen kevés egyedet fogtunk, mindössze 1 barna ásóbékát és 2 fürgé gyíkot. Nyilvánvaló, hogy az átereszek itt nem megfelelő helyre települtek, kivitelezésük eleve kizárja, hogy a kétéltűek használhassák őket.

Megleően kis egyedszámban figyeltünk meg vándorló kétéltűeket az M7 autópálya vizsgált átjáróinál is. Itt azonban a vándorlás hiányát valószínűleg az magyarázza, hogy az autópálya mindkét oldalán található szaporodásra alkalmas kisebb-nagyobb víztestek, ami az adott oldalon tartja a peterakáshoz készülő állatokat.

A legnagyobb számban megfigyelt faj a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) volt mindhárom autópálya esetén. Habár a barna ásóbékát nem tartják számon a jelentős tömegben vonuló kétéltűek közt, szaporodási vándorlását már részletesen megvizsgálták (JEHLE et al. 1995). PUKY (2005) szerint a barna ásóbéka vándorlási kapacitása mintegy 600 m, ami messze elmarad a barna varangyétól és az erdei békáétól. Az M3 és M30 autópályák vizsgált szakaszai mentén főképp szántóföldi művelés alatt álló területek húzódnak és igen szerény kiterjedésben találhatunk a barna ásóbéka számára megfelelő élőhelyeket. Azonban az autópálya rézsűjét borító, csenkeszek (*Festuca* spp.) által dominált száraz gyepek nagymértékben hasonlítanak az általa preferált laza talajú élőhelyekhez, így nem meglepő, hogy a vizsgált szakaszok mindkét oldalán megtelepszik. Ebből következően megalapozottan tekinthetjük fel, hogy a barna ásóbéka állandó élőhelyként használja a füves rézsűket, szaporodáshoz nem feltétlenül kel át az átereszekre, és inkább csak alkalmanként, táplálkozási céllal látogat a belsejükbe. Hasonló jelenséget figyeltek meg a *Callulops glandulosus* nevű új-guineai trópusi fakúszóbékánál, mely egy országút rézsűjében telepedve élt, de a rézsűn kívül nem találták meg (RICHARDS 2006). Megfigyeléseink szerint az átereszek belsejét számos ízeltlábúcsoport használja (ikerszelvényesek, százlábúak, bogarak, pókok), melyek táplálékforrással szolgálhatnak a barna ásóbéka számára. Az M3 és M30 autópályák mentén viszonylag jelentős számban fogtuk a helyben élő fürgé gyíkot (*Lacerta agilis*) is. Ennél a fajnál is elképzelhető az átereszek alkalmankénti használata, de ezt a csövek belsejének 2008-i évi ellenőrzése nem támasztotta alá.

Az M7 autópálya rézsűjében megfogott kétéltűek sem tekinthetők nagy tömegű és határozott célpont felé vándorló állományoknak. A balatonöszödi szakasz mentén előzetes elvárásainkkal szemben csupán elvétve fogtunk barna varangyot. A többi faj csekély egyedszáma is arra enged következtetni, hogy az átjárók nem egy határozott vonalú vándorlási útvonalra lettek telepítve.

Vizsgálatainkkal bizonyítottuk, hogy az átereszek közepéig eljutó barna varangyok testhőmérséklete nem esik le olyan mértékben, amely már veszélyeztetné az állat mozgási képességét. A szellőzőakná és a teljesen zárt csövekben is hasonló hőmérsékleti változásokat mértünk.

Az átereszek belsejében jóval kiegyenlítettebb ingadozást figyeltünk meg mind a hőmérséklet, mind a relatív páratartalom tekintetében, mint a külvilágban. Sem a beépített csövek anyaga, sem a központi szellőző (vagy világító) akna jelenléte nem befolyásolta az átereszek mikroklímáját. További részletes vizsgálatokra lenne szükség ahhoz, hogy a hazai kételtűfajok az átereszek műszaki paramétereivel kapcsolatos toleranciáját fel lehessen tárni. Többek között fontos lenne megtudni, hogy az átereszek aljzata, átmérője és megvilágíttósága befolyásolja-e a kételtűk áthaladási sebességét. LESBARRÉRES et al. (2005) vizsgálatai kimutatták, hogy míg az erdei béka és a kecskebéka szívesebben halad át a földdel fedett aljzatú csöveken, a barna varangy elfogadja a csupasz aljzatot is. Hasonlóképpen WOLTZ et al. (2008) is különbséget talált az egyes fajok között, míg a *Rana clamitans* szívesebben választotta a jobban megvilágított csöveket, addig a *Rana pipiens* nem mutatott ilyen preferenciát. Feltételezésünk szerint hasonló eltérés adódna hazai fajaink átjáró-megvilágíttósági preferenciái között. Azonban tekintve, hogy az összes nagy tömegben vándorló – és ezáltal a közutakon legsúlyosabb veszélynek kitett – kételtűfaj (barna varangy, erdei béka, gyepi béka, barna ásóbéka) alapvetően éjszakai életmódot folytat, s vándorlásuk is legfőképp a sötét napszakra koncentrálódik, a csövek megvilágíttósága minden bizonnyal elenyésző jelentőséggel bír az átjáró elfogadásában.

Mind LESBARRÉRES et al. (2005), mind WOLTZ et al. (2008) kísérletei lényegesen rövidebb (2 m és 3–9,1 m) csövekben zajlottak az autópályák alá ültetett átereszek hosszához (40–45 m) képest, így belsejükben minden bizonnyal a külvilágéhoz nagymértékben hasonló mikroklimatikus viszonyok uralkodhattak. Egy lényegesen hosszabb csőben azonban figyelemre méltó mértékben megváltozik a hőmérséklet és a relatív páratartalom napi ingadozása a kültérihez képest. A kételtűk élettevékenységéhez fontos a levegő páratartalma és a talaj nedvessége. Feltételezhetően rövid távolságból (néhány száz méter) a szaporodóhely felé tartó vándorlás során a páratartalom érzékelésének irányító szerepe is van (DUELLMANN & TRUEB 1994). Az általunk vizsgált átereszek azonban az éjszakai vándorlás során a kültérihez viszonyítva azzal megegyező vagy annál alacsonyabb relatív páratartalmat tartottak meg és a földdel fedett átereszek (M3 autópálya) kivételével csupasz aljzatuk előnytelenül száraz volt a harmattal borított rézsűhöz képest.

A jövőbeni átereszek tervezéséhez a következő javaslatokat tesszük:

1) Vizsgálatunk kimutatta az átereszek tervezése és telepítése előtt végrehajtandó specifikus vizsgálatok szükségességét, mely nem hagyatkozhat csupán a potenciális peterakóhelyek feltérképezésére a kérdéses autópályaszakaszok mentén. A tavaszi vándorlási időszakban adatokat kell gyűjteni a vándorlás tömegességéről, irányáról és az érintett fajokról. Az átjárók helyét mindenképpen vándorlási útvonalak közvetlen közelében kell kijelölni.

2) Beton és acél (s valószínűleg bármely műanyag) egyaránt megfelelő az átereszek építéséhez, mert az átereszek anyaga nem befolyásolja a belső klíma főbb paramétereit.

3) Az átereszek 1 és 2 méteres átmérője egyaránt alkalmazható, csupán a megvilágíttóság szempontjából jelenthet különbséget, belső klímájuk, páratartalom-megtartó képességük igen hasonló.

4) Az átereszekben elhelyezett talajrétegnek (pl. föld, kavics) jelentős szerepe van a két-éltűek számára szükséges magasabb páratartalom és aljzatnedvesség biztosításához, így a földterítés alkalmazását a jövőbeni építkezések során alapvető fontosságú feladatnak kell tekinteni.

Köszönetnyilvánítás. Ezúton mondunk köszönetet VÖRÖS JUDITnak, ROZNER GYÖRGYnek, FERINCZ ÁRPÁDNak, DOMONICS GÁBORNak és SZABÓ ANDREÁnak, valamint az Állami Autópályakezelő Zrt. Fonyódi, Emödi és Káli Üzemmnökségei munkatársainak a terepi adatgyűjtésért. VERESSNÉ SZOMBATHY HORTENZIANAK, TÖRÖK-SZABÓ ÁGNESnek és JÓNA PÉTERnek az autópályákra vonatkozó üti előírások értelmezésében nyújtott segítségét, valamint BRANDON ANTHONYnak az angol nyelvű összefoglaló kijavítását köszönjük.

Irodalomjegyzék

- ASHLEY, E.P., KOSLOSKI, A. & PETRIE, S. A. (2007): Incidence of intentional vehicle–reptile collisions. *Dimensions of Wildlife* 12(3): 1–15.
- ASHLEY, E. P. & ROBINSON, J. T. (1996): Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Eire, Ontario. *Canadian Field Naturalist* 110: 403–412.
- DUELLMANN, W.E. & TRUEB, L. (1994): *Biology of amphibians*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 670 pp.
- FORMAN, R.T.T. & ALEXANDER, L.E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–31.
- GRYZ, J. & KRAUZE, D. (2008): Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland). *European Journal of Wildlife Research* 54: 709–714.
- HARTEL, T., MOGA, C. I., ÖLLERER, K. & PUKY, M. (2009): Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. *North-Western Journal of Zoology* 5(1): 130–141.
- HOULAHAN, J. E., FINDLAY, C. S., SCHMIDT, B.R., MEYER, A.H. & KUZMIN S.L. (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752.
- JACKSON, S.D. & TYNING, T.F. (1989): Effectiveness of drift fences and tunnels for moving spotted salamanders *Ambystoma maculatum* under roads. In: LANGTON, T.E.S. (ed.) *Amphibians and roads. Proceedings of the toad tunnel conference*. Rendsburg, Germany. & ACO Polymer Products Ltd., Shefford, England, pp. 93–99.
- JEHLE, R., HÖDL, W. & THONKE, A. (1995): Structure and dynamics of Central European amphibian populations: a comparison between *Triturus dobrogicus* (Amphibia, Urodela) and *Pelobates fuscus* (Amphibia, Anura). *Australian Journal of Ecology* 20: 362–366.
- LESBARRÉRES, D., LODÉ, T. & MERILÄ, J. (2004): What type of amphibian tunnel could reduce road kills? *Oryx* 38(2): 220–223.
- PAINTER, M.L. & INGRALDI, M.F. (2007): Use of simulated highway underpass crossing structures by flat-tailed horned lizards (*Phrynosoma mcallii*). *Final Report for Arizona Department of Transportation*, 36 pp.
- POUGH, F. H. (ed.) (2004): *Herpetology*. Pearson Education, London, 726 pp.
- PUKY M., BAKÓ B. & KROLOPP A. (1990): A barna varangy vándorlási sajátosságainak vizsgálata. *Állattani Közlemények* 76: 99–104.
- PUKY, M. (2005): Amphibian road kills: A global perspective. *ICOET 2005 Proceedings*, pp. 325–368.

- PURGER J.J. & GYETVAI G. (2001): Kétéltűek és hüllők pusztulási dinamikájának vizsgálata a pellérdi halastavakat átszelő úton. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 265–276.
- RICHARDS, S. J. (2006): *Herpetofauna of the Kaijende Highlands, Enga Province, Papua New Guinea*. RAP Bulletin of Biological Assessment, Conservation International, pp. 40–47.
- SIMONYI, Á., PUKY, M., TÓTH, T., PÁSZTOR, L., BAKÓ, B. & MOLNÁR, Zs. (1999): Progress in protecting wildlife from transportation impacts in Hungary and other European countries. In: ZIEGLER D. (ed.): *ICOWET III, The International Conference on Wildlife Ecology and Transportation* [Http://www.dot.state.fl.us/emo/sched/ICOWET_III.htm](http://www.dot.state.fl.us/emo/sched/ICOWET_III.htm). Florida Department of Transportation, Missoula, USA.
- TUNNER, H. G. (1992): Locomotory behaviour in water frogs from Neusiedlersee (Austria, Hungary). 15 km migration of *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. In: KORSÓS, Z. & KISS, I. (eds): *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. SEH & HNHM, Budapest, pp. 449–452.
- VEENBAAS, G. & BRANDJES, J. (1999): Use of fauna passages along waterways under highways. In ZIEGLER D. (ed.): *ICOWET III, The International Conference on Wildlife Ecology and Transportation* [Http://www.dot.state.fl.us/emo/sched/ICOWET_III.htm](http://www.dot.state.fl.us/emo/sched/ICOWET_III.htm). Florida Department of Transportation, Missoula, USA.
- VOGEL, Zs. & PUKY, M. (1995): A fast environmental impact assessment method for the evaluation of road construction effects on amphibian communities. In: LLORENTE, G.A. et al. (eds.): *Scientia Herpetologica*. 349–351.
- VOGEL Zs., PUKY M. & SIMONYI Á. (2000): Közúti kétéltűpusztulás Magyarországon: egy új országos természetvédelmi program módszertana, eredményei és tanulságai. *Acta Biologica Debrecina. Supplementum Oecologica Hungarica* 11:1.
- VOS, P.P. & CHADRON, J.P. (1998): Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44–56.
- WOLTZ, H.W., GIBBS, J.P. & DUCEY, P.K. (2008): Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. *Biological Conservation* 141: 2745–2750.

[http1: www.khvsz.mme.hu](http://www.khvsz.mme.hu)

[http2: www.bekamentes.info](http://www.bekamentes.info)

Utilization of frog tunnels under motorways in Hungary

TIBOR KOVÁCS, BALÁZS VÁGI & JÁNOS TÖRÖK

Eötvös Loránd University of Sciences, Department of Systematic Zoology and Ecology,
Pázmány Péter s. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 201–216.

Abstract. Due to improving environmental regulations motorway constructions are now subject to environmental impact assessment, in order to designate the most appropriate location of animal tunnels. For the most appropriate design we examined tunnel use by amphibians along 3 motorways of Hungary. The study included counting of the specimens of 9 amphibian and 1 reptile species, measuring the body temperature of *Bufo bufo* as well as the microclimate in the tunnels, and testing the preference of toads in humid-vs-dry and dark-vs-light tunnel models. The microclimatic patterns in the surveyed tunnels did not match the ecological requirements of the toads. Although temperatures within the tunnel did not vary significantly with the outside environment, during the nights the relative humidity within the tunnels dropped below the values measured outside, providing sub-optimal environments for migration. The body temperature of the *Bufo bufo* showed significant change between the entrance and the middle of the tunnels in 1 case of 3. We observed only a few migrating specimens but no substantial migration in any of the tunnels. Individuals caught by the pitfall traps at the tunnel entrances consisted almost exclusively of species, which had populations existing on both sides of the motorway and, thus, the tunnels apparently offered no function for substantial migration.

Keywords: amphibians, reptiles, migration, road construction.

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) tenyésztési program eredményei 2004 és 2009 között*

HALPERN BALINT^{1*}, TÓTH CSILLA², BRANKOVITS DÁVID¹, PÉCHY TAMÁS¹
és MAJOR ÁGNES³

¹Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, H-1121 Budapest, „Költő u. 21.

*E-mail: halpern.balint@mme.hu

²Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Természetvédelmi mérnök Szak, H-4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

³Magyar Természettudományi Múzeum Molekuláris Taxonómia Laboratóriuma, H-1083 Budapest, Ludovika tér 2.

Összefoglalás. A fokozottan védett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) zárttéri tenyésztése 2004-ben kezdődött 10 vadbefogott (4 hím, 6 nőstény) felnőtt egyeddel. További 6 egyed befogására került sor 2007–2008 során. Az EU-támogatású, LIFE-Nature program keretében felépült Rákosi-vipera-védelmi Központban a viperák szabadtéri terráriumokban kerültek elhelyezésre. Az elmúlt 6 év sikeres szaporodásainak eredményeit elemeztük. Hat év alatt összesen 577 vipera (322 nőstény, 254 hím) született 65 szülés során (20 nőstény egyedtől), mely átlagosan $8,9 \pm 4,7$ kisvipera/születést jelent. További 25 halvaszületést regisztráltunk ez idő alatt. A legnagyobb megfigyelt utódszám egy nősténytől 26 élő és 1 halott kisvipera volt. A beazonosított egyedek megfigyelt párzásai alapján ($n=6$) számított vemhességi idő átlagosan 117,5 nap volt 2007-ben és 125,5 nap 2008-ban, 116 és 135 napos szélsőértékekkel. Az utódok átlagos testtömege $2,4 \pm 0,4$ g volt, míg átlagos teljes hosszuk $139,2 \pm 8,2$ mm. Az első évek során – irodalmi adatok alapján – a nőstényeket csak két évente engedték szaporodni. Később – saját terepi megfigyeléseinkre alapozva – nem korlátoztuk a nőstény egyedeket és éves szaporodási ciklust figyelhettünk meg, semmilyen tendenciát, illetve eltérést nem tapasztalva a két évenkénti szaporodás eredményeként született utódokkal történő összevetésben. Hasonló módon nem találtunk különbséget a monogám párok és a tenyészcsoportok reprodukciós értékeiben. A többszörös apaság ellenőrzése céljából genetikai vizsgálatokat végzünk, melyek jelenleg is folynak.

Kulcsszavak: rákosi vipera, *Vipera ursinii rakosiensis*, szaporodásbiológia, zárttéri tenyésztés.

Bevezetés

A rákosivipera-állományok (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893) elmúlt évtizedekben tapasztalt radikális csökkenése következtében kijelenthető, hogy mára kritikus helyzetbe került ez a kárpát-medencei endemizmusunk (KORSÓS 1991). Napjainkra a faj megmaradt állományaihoz és élőhelyeihez kapcsolódó védelmi erőfeszítések mellett egy zárttéri tenyésztési program elindításának igénye is megalapozottá vált (PÉCHY et al. 1996),

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

törekedve a természetközeli körülmények biztosítására (HALPERN & PÉCHY 2002). Ennek megvalósítására 2004-ben nyílt lehetőségünk, amikor komplex védelmi elképzeléseinket az Európai Bizottság LIFE-Nature Alapja támogatásra alkalmasnak találta, és a következő 4 éves időszak fajjal kapcsolatos védelmi erőfeszítéseit finanszírozta, közösen a Környezet-védelmi és Vízügyi Minisztériummal (LIFE04NAT/H/000116).

Programunk indulásakor, az ismert publikációk áttanulmányozása során nem kaptunk választ a faj tenyésztésével kapcsolatos kérdéseink jelentős részére, annak ellenére, hogy '80-as, '90-es évekig bezárólag sokan tartották terráriumban, azonban az illegális tevékenység során nyert tapasztalataikat nem osztották meg, tartva a jogi következményektől. A vonatkozó szakirodalmat áttanulmányozva, a faj életciklusával foglalkozó munkák nyújtottak némi támpontot a rákosi vipera szaporodásbiológiájával kapcsolatban (ÚJVÁRI & KORSÓS 1997, 1999, ÚJVÁRI et al. 2000).

Legfőbb kérdéseink a következők voltak, amikor 2004-ben létrehoztuk a Rákosivipera-védelmi Központot:

Vajon milyen tartási körülmények optimálisak a faj egyedei és szaporításuk számára? A vemhesség időtartama, lefolyása, a szülés menete, az átlagos alomméretek és az újszülött viperák méretei zárt téri állományban pontosan mérhető adatok, melyek a körülményeket figyelembe véve pontosíthatják és kiegészíthetik a terepi körülmények között nehezen vizsgálható fajjal kapcsolatos eddigi ismereteinket.

Vajon a rákosi vipera síkvidéki élőhelyeken tapasztalt sokkal hosszabb, márciustól októberig tartó aktivitási időszaka mellett is fennáll-e a faj hegyvidéki alfajainál megfigyelt (BARON 1992, BARON et al. 1996, LUISELLI 1990), a nőstényekre jellemző, két éves szaporodási ciklus?

A többszörös apaság jelensége a keresztes viperánál (*Vipera berus*) bizonyítottan megfigyelhető (URSENBACHER 2005). Van-e többszörös apaság a rákosi viperánál és ha igen, van-e mérhető különbség az egy, illetve a több apától származó almok között? Egyáltalán, befolyásolja-e a több hím jelenléte a szaporodási sikert?

A rákosi vipera-állományok csökkenése kapcsán felmerült, hogy beltenyésztettség is állhat a jelenség hátterében (ÚJVÁRI et al. 2002). Vajon a földrajzilag elkülönült állományok keverhetők-e a tenyésztés során, elkerülendő a további beltenyésztést? Tapasztalható-e a beltenyésztettség az általunk befogott egyedeknél?

Ezen kérdések megválaszolására teszünk kísérletet a rákosi vipera-program eredményeinek elemzésén keresztül.

Anyag és módszer

A Rákosivipera-védelmi Központ 2004-es indulásakor 10 felnőtt rákosi vipera befogására kaptunk engedélyt. A Peszéradaci TK és a Bugaci TK területén található állományokból 5–5 egyedet fogtunk be az év végére, így a tenyésztést 4 hím és 6 nőstény példánnyal kezdtük meg. Később, újabb engedély birtokában, 2006–2007 során a tenyészállomány genetikai változatosságát növelendő, további 6 vipera befogására került sor, melyek közül 2 példány a Hanság területén található állományokból származott, míg további 4 egyed a

Peszéradacsi TK területéről, valamint 2009 során Dabas-Gyónról is sikerült 1 párt begyűjtenünk (1. táblázat). A vipérákat a program indulásakor 2–5 fős csoportokban, 3×3 méteres szabadtéri terráriumokban helyeztük el (1. kép), melyekben az élőhelyekre jellemző struktúrájú gypet próbáltunk kialakítani, illetve a talajba 80 cm mélyre lenyúló, fagyálló kerámiából készített mesterséges telelőüreget helyeztünk el.

A terráriumokat alulról és felülről halóval fedtük, elkerülendő a vipérák ki-, illetve ragadozók vagy rágcsálók bejutását. A vipérákat tenyésztett tücskökkel, illetve időszakonként újszülött egérrel tápláltuk.

1. táblázat. A tenyésztés céljából befogott rákosi vipérák származási helyei.

Table 1. Origin of Hungarian meadow vipers, collected for breeding purposes.

Régió	Élőhely	befogás éve	hím (egyed)	nőstény (egyed)	összesen (egyed)
Bugac	Nagypusztá	2004.	2	3	5
Peszéradacs	Bányatavi-rét	2004.	1	1	2
	Dög-hegy	2006.	2	0	2
	Tengelyúti-dűlő	2004., 2007.	0	2	2
	Széna-dűlő	2004.	0	2	2
	Zombor-hegy	2007.	1	0	1
Hanság	Fűzfá-szigetek	2007.	1	0	1
	Pintér-Hány	2007.	0	1	1
Dabas-Gyón	Göboly-járás	2009.	1	1	2
Összesen:			8	10	18

Az egyes egyedeket pikkelyzettségük alapján egyedileg azonosítani tudjuk, melyre szabványosított azonosító fotókat (2. kép) és a jellemző pikkelyszámok alapján hierarchikus sorba rendezett táblázatokat használunk (2. táblázat).

A nőstényeket eleinte két évente állítottuk párba, majd a tapasztalataink fényében lehetőséget biztosítottunk az évenkénti szaporodásra. A tenéshpárook, illetve -csoportok kiválasztásánál törekedtünk az egyes élőhelyekről származó vérvonalak fenntartására, illetve a kevert vérvonalak kialakításakor az egymástól minél távolabbi élőhelyről származó, leendő szülők kiválasztására.

A vemhesség utolsó fázisára a gravid nőstényeket üvegterráriumba helyeztük, majd a 2008-as évtől 1×1 m-es szabadtéri terráriumokba kerültek és itt hozták világra utódaikat (3. kép). Az újszülött vipérákat egyedi terráriumokban, az egész tél során táplálva, „ébren” tartottuk, és a rákövetkező év május elején kerültek ki a szabadtéri terráriumokba. A 2008-ban született kisvipérák nagy része (205 egyed) továbbra is bent telelt, de egy 36 egyedből álló csoportot szabadtéri terráriumba helyeztünk, a „kinti teleltetés” tesztelésére. Az eredmények alapján 2009-ben a teljes szaporulatot szabadtéri terráriumokban helyeztük el.



1. kép. A viperák elhelyezésére szolgáló szabadtéri terráriumok (fotó: PÉCHY TAMÁS).
Photo 1. Outdoor terraria for Hungarian meadow vipers (photo: TAMÁS PÉCHY).



2. kép. Egyedei azonosítás a fejtető és a két arcoldali pajzsai, pikkelyei alapján.
Photo 2. Individual identification based on scalation of the sides and top of the head.

2. táblázat. Rákosi viperák azonosítására használt adattábla részlete.
Table 2. Part of data-table used for identification of Hungarian meadow vipers.

Jele	Orrietőpajzs (Apicale)	Bal Párkánypajzsok (Canthalia)	Jobb Párkánypajzsok (Canthalia)	Bal Homlok és feleő szempajzsok közti pajzsok	Jobb Homlok és feleő szempajzsok közti pajzsok	Előhomlokpajzsok (Praefrontale) Érintkezik Frontale-vel + Nem érinti		Bal Szem közti pajzsok összesen	Jobb Szem közti pajzsok összesen	Bal Orrpajzs mögötti pajzsok (Lorealia) Érintkezik Nasale- vel + Nem érinti		Jobb Orrpajzs mögötti pajzsok (Lorealia) Érintkezik Nasale-vel + Nem érinti		Jele
2-pa-119/06	1	2	2	1	3	2	2	8	8	2		2		2-pa-119/06
1-k-92/06				2	1	1	4	9	9	3		2		1-k-92/06
1-pa-107/06						3	2	8	8	2		2		1-pa-107/06
1-pa-114/06					2	2	2	8	8	3		2		1-pa-114/06
1-pa-112/06							2	8	8	3		2		1-pa-112/06
1-pa-113/06						3	1	9	8	3		2		1-pa-113/06
1-k-97/06							2	9	8	2		3		1-k-97/06
1-kk-106/06							4	8	8	2	1	3	1	1-kk-106/06
1-pa-115/06														1-pa-115/06
1-k-90/06						3	1	3	2	8	9	2		1-k-90/06
2-pa-110/06							2	2	9	9	2		3	2-pa-110/06
1-pa-111/06							3	2	10	8	2		3	1-pa-111/06
2-k-98/06							2	9	8	3		2		2-k-98/06
1-k-99/06							3	9	9	3	1	2	2	1-k-99/06
1-pa-116/06						3	2	8	8	2		2		1-pa-116/06
2-k-96/06							3	10	10	3		2		2-k-96/06
2-k-124/06							3	4	9	9	3	1	3	2-k-124/06
2-k-95/06					4	3	3	3	9	10	4	1	3	2-k-95/06
2-k-91/06						4	3	4	9	9	3		2	2-k-91/06
1-k-88/06						5	2	2	10	10	4	1	4	1-k-88/06
2-k-89/06						6	3	4	10	10	3	1	3	2-k-89/06
1-k-125/06					5	3	3	3	10	10	2		3	1-k-125/06
1-kk-104/06	2	2	2	1	4	3	3	9	9	2	2	2	1	1-kk-104/06
2-kk-100/06				2	3	3	2	10	9	3	2	3	1	2-kk-100/06
1-kk-105/06				3	3	3	2	10	9	2	1	3	1	1-kk-105/06
1-kk-102/06				4	3	3	3	10	9	3	2	3	1	1-kk-102/06



3. kép. Anya és újszülött rákosi vipera átlátszó burokban (fotó: HERBÓT ERZSÉBET).
Photo 3. Newborn Hungarian Meadow Viper in transparent sac, with its mother (photo: ERZSÉBET HERBÓT).

A felnőtt viperákat rendszeres időközönként mértük. Ősszel, telelés előtt a testtömeg, testhossz és farokhossz lemérésén kívül mindig készültek azonosítófotók is. Tavasszal le-mértük a telelésből előjött egyedek testtömegét. A gravid nőstények esetében az egyedi ter-ráriumba áthelyezéskor, illetve közvetlenül a szülés után is mértük a testtömeget. Az újszű-lött viperák testtömegét, testhosszát és farokhosszát a születést követően, majd tavaszig két havonta mértük, valamint az azonosító fotókon kívül a teljes testet, hasoldalt, farkat és a toroktájé-kot ábrázoló fotókat készítettünk.

Később a fotókról számoltuk meg a jellemző pikkelyszámokat (HALPERN et al 2007a). Ezek a következők: orrtetőpajzs(ok) (*apicale*), jobb és bal oldali párkánypajzs(ok) (*canthale*), előhomlokpajzsok (*intercanthale*) különválasztva a homlokpajzsral (*frontale*) közvetlenül érintkező pajzsokat a nem érintkezőktől, bal és jobb oldali felső szempajzs és homlokpajzs közti pajzsok (*intersupraoculare*), illetve a jobb és bal oldali felső ajakpajzsokat (*sup-ralabialia*), alsó ajakpajzsokat (*sublabialia*), beékelt pajzsokat (*loreale*), külön kezelve az orr-pajzsral (*nasale*) érintkező és nem érintő pajzsokat és szem közüli pajzsokat (*circum-ocularia*), valamint haspajzsok (*ventralia*) és farokalatti pajzsok (*subcaudalia*).

Minden 2007-ig a tenyésztőprogramban született, illetve vadbefogott viperától genetikai mintát vettünk. Mivel farokvényéből nyert vérmintát használunk e célra, ezért csak szubadult kortól tudjuk az élő egyedeket megmintázni, melyre praktikusán a 250 mm-nél hosszabb egyedek esetében vállalkoztunk. A vérmintavételkor mikropipettát használtunk a kiserkenő vér begyűjtésére. A vérmintákat azonnal folyékony nitrogénbe helyeztük és a laboratórium-

ba szállítást követően -85°C -on tároltuk. A mintákból Quiagen DNEasy Tissue Kit segítségével vontuk ki a DNS-t. Az izolált genomi DNS vizsgálatára mikroszatellit DNS-módszert használtunk, mely vizsgálatok során 6, eredetileg keresztes vipera (*Vipera berus*) vizsgálatára kifejlesztett primerpárt használtunk (CARLSSON et al. 2003). A vizsgált 6 lókuszt közül 5 variábilis mikroszatellit-lókuszt alapján végeztük a szülők és az utódok genotípusának összehasonlítását.

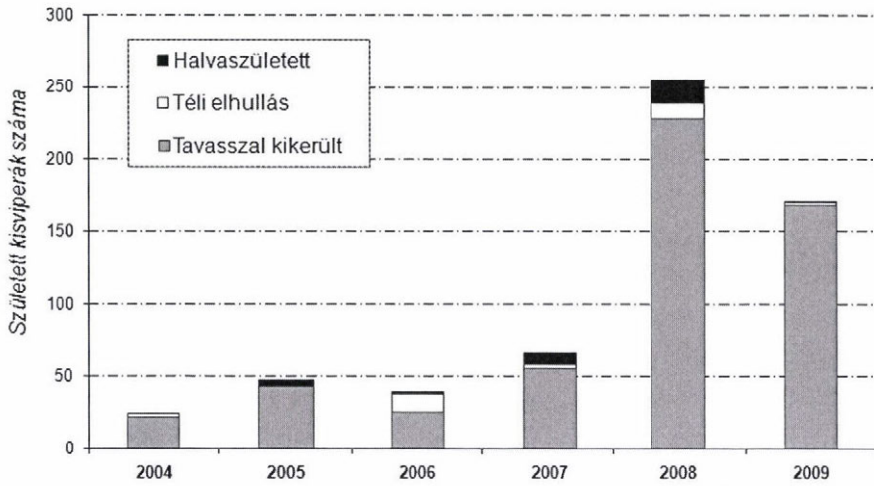
Eredmények

A tenyésztőprogram egyik legfőbb eredménye, hogy eddig minden évben sikeresen szaporodtak a befogott rákosi viperek (1. ábra). A 2008-as évtől pedig a program keretében született egyedek (F1 generáció) is sikeresen szaporodtak. Hat év alatt összesen 577 rákosi vipera (322 nőstény, 254 hím) született, 65 szülés (20 nőstény egyedtől) során. Az átlagos alomméret $8,9 \pm 4,7$ kisvipera/szülés, mely átlag 7,6 és 12,5 kisvipera/szülés között változott évente (3. táblázat). További 25 halvaszületést regisztráltunk ez idő alatt. A legnagyobb megfigyelt utódszám 26 élő és 1 halott kisvipera volt. A megfigyelt alomméreteket a nőstények testhosszával pozitív lineáris összefüggést mutatnak (2. ábra) (Spearman-rangkorreláció: $r=0,69$; $p=0,05$; $df=31$).

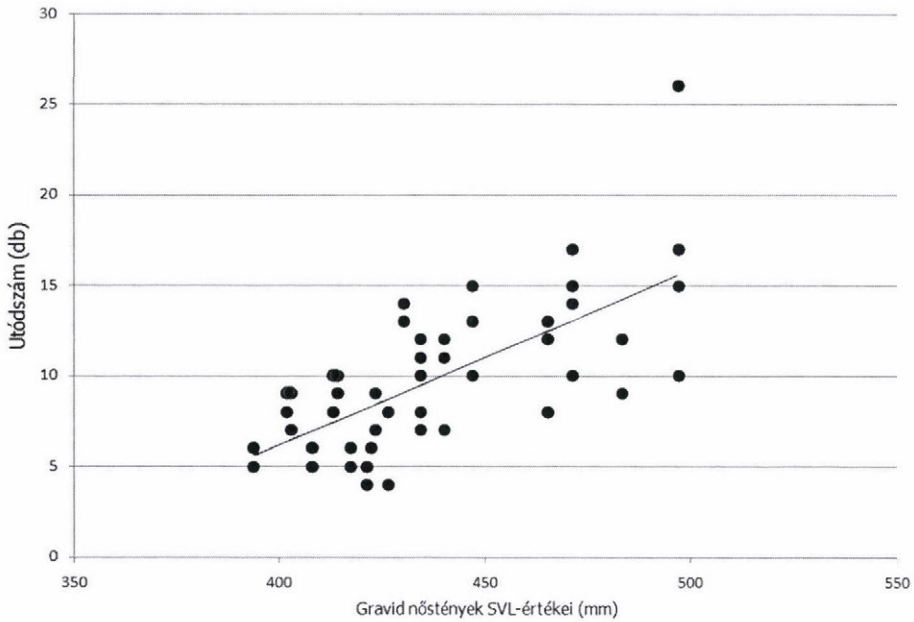
3. táblázat. A Rákosivipera-védelmi Központban megfigyelt szülések évenkénti összesítése.
Table 3. Annual statistical data of births observed in the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre.

Év	Élve- születés (egyed)	Átlag Hím (egyed)	Átlag Nőstény (egyed)	Halva- születés (egyed)	Átlagos Alom (egyed)	Min. (egyed)	Max. (egyed)	N (alom)
2004	$12,5 \pm 6,4$	5,5	6,5	0,0	$12,5 \pm 6,4$	8	17	2
2005	$8,8 \pm 4,7$	2,0	5,2	0,8	$9,6 \pm 4,9$	2	15	5
2006	$7,6 \pm 5,9$	3,8	3,8	0,4	$8,0 \pm 5,9$	1	15	5
2007	$9,8 \pm 5,7$	5,2	6,0	1,3	$11,2 \pm 3,9$	6	17	6
2008	$8,7 \pm 4,7$	3,8	5,4	0,6	$9,3 \pm 4,6$	4	27	27
2009	$8,5 \pm 3,0$	4,4	4,2	0,1	$8,6 \pm 2,9$	4	14	20
Összesen	$8,9 \pm 4,4$	4,0	5,0	0,5	$9,3 \pm 4,2$	1	27	65

Irodalmi adatokat figyelembe véve (BARON 1992, BARON et al. 1996, LUISELLI 1990, ÚJVÁRI et al. 2000), 2004 és 2006 között a nőstényeket csak két évente engedték szaporodni. Később – saját terepi megfigyeléseinkre alapozva – nem korlátoztuk a nőstény egyedeket és éves szaporodási ciklust figyelhettünk meg. Jelentős eltérést nem tapasztaltunk a ké évenkénti szaporodási eredményeként született utódszámokkal történő összevetésben (Welch-próba: $n_1=8$; $\bar{x}_1=12,3$; $s_1=2,3$; $n_2=6$; $\bar{x}_2=14,0$; $s_2=6,9$; $t_w=-0,58$; $df=5$; $p<0,05$), de a következmények értékeléséhez hosszabb távú adatsorokra van szükség.



1. ábra. Évenkénti szaporulat a Rákosivipera-védelmi Központban.
Figure 1. Annual births in the Hungarian Meadow Vipers Conservation Centre.



2. ábra. Gravid nőstények SVL (orrtól a kloákáig mért hossz) értékei és utódszámuk összefüggése.
Figure 2. Snout-vent length (SVL) of gravid females compared to their clutch-size.

A beazonosított egyedek megfigyelt párzásai alapján ($n=6$) számított vemhességi idő átlagosan 117,5 nap volt 2007-ben és 125,5 nap 2008-ban, 116 és 135 napos szélsőértékekkel.

A tenyésztőprogram egyik érdekes tapasztalata volt, hogy az egyik nőstény már 1,5 éves korára ivaréretté vált és 2 élő utódot fialt. Természetesen az első teletelés kihagyása révén ezeknek az egyedeknek jóval gyorsabb volt a növekedési rátájuk, összehasonlítva a vad állományokban megfigyelt egyedekkel.

Egy vadbefogott nőstény esetében két alkalommal is császármetszésre volt szükség. Először alkalommal, 2005-ben 7 kisvipera fialása után leállt a szülés, és a két nappal később elvégzett műtéttel 2 élő és 5 halott utód eltávolítására került sor. A rákövetkező évben nem állítottuk párba ezt a nőstényt. Két évvel a beavatkozás után, 2007-ben ismét bevontuk a tenyésztésbe. Ekkor 1 egészséges utód fialását követően állt le a szülés. A három nappal később elvégzett, újabb műtéttel ezúttal 8 teljesen fejlett, de halott embrió operáltak ki belőle a Fővárosi Állat- és Növénykert állatorvosai.

Az újszülött viperák átlagos testméreteit a 4. táblázatban foglaltuk össze, nemenként külön átlagolva az ivari dimorfizmust (t-próbák) mutató jellegeket (3. ábra). A nem meghatározására jól alkalmazható a farok- és a testhossz aránya, mely a nőstény egyedeknél átlagosan $10,2 \pm 0,8$ %, míg hímeknél $13,1 \pm 0,9$ % volt. A testtömeg és a testhossz eloszlásadatait a 4. ábrán mutatjuk be, illetve a két jelleg összefüggését szemlélteti az 5. ábra (Pearson-korreláció: $r=0,74$; $p=0,00$; $df=1$).

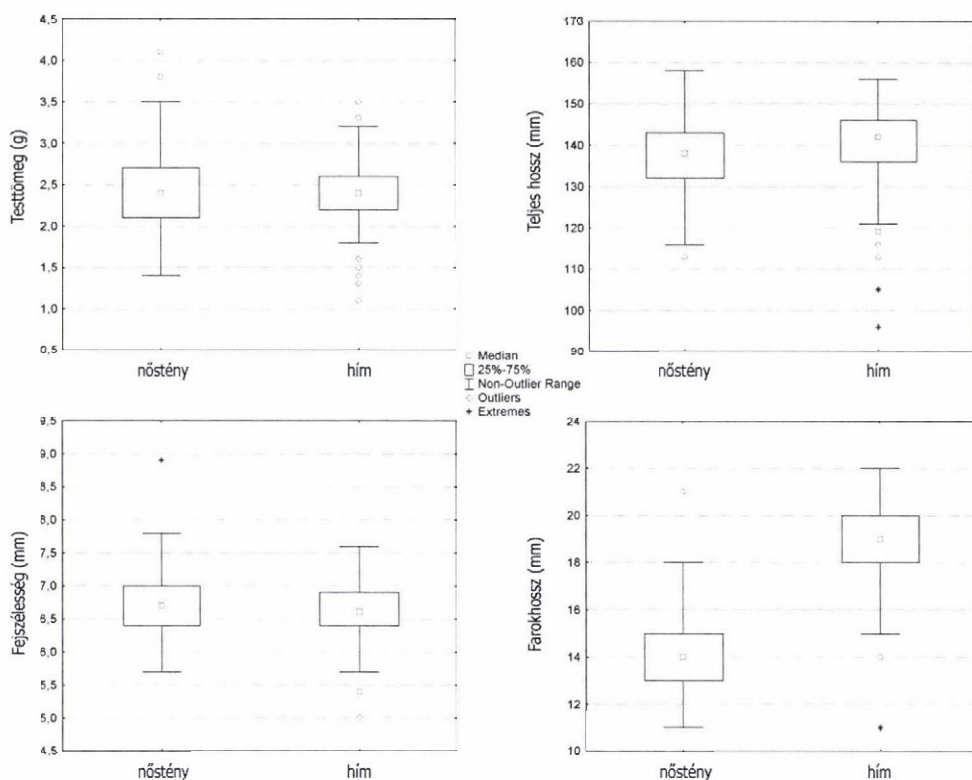
4. táblázat. A Rákosivipera-védelmi Központban született rákosi viperák átlagos testméretei. Az ivari dimorfizmust mutató értékeket nemenként átlagoltuk.

Table 4. Morphometric statistics of Hungarian meadow vipers born in the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre. Characters showing sexual dimorphism were averaged separately for genders.

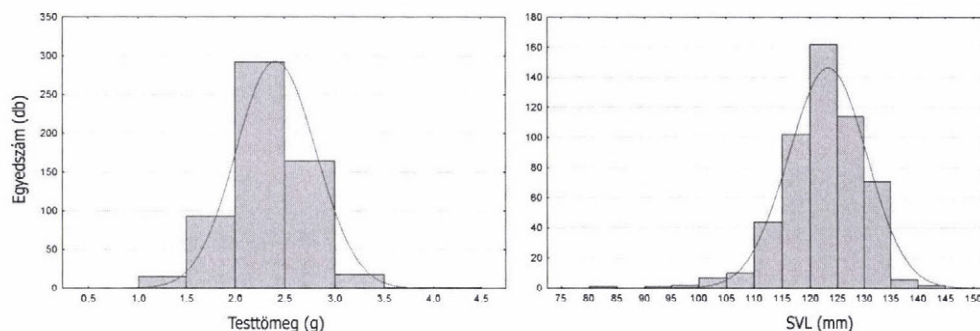
	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum	N
Testtömeg (g)	2,40	0,40	1,10	4,10	584
Testhossz (mm)					
nőstények	137,55	7,12	113,00	158,00	317
hímek	141,13	8,44	96,00	156,00	250
Farokhossz (mm)					
nőstények	14,03	1,27	11,00	21,00	283
hímek	18,60	1,63	11,00	22,00	239
SVL (mm)	123,11	7,12	85,00	142,00	522
Fejszélesség (mm)	6,66	0,43	5,00	8,90	476

A gravid nőstények testtömegváltozásait is nyomon követtük 2008 és 2009 során. A fialás miatti átlagos tömegcsökkenés $35,4 \pm 16,8$ g volt 2008-ban ($n=27$) és $38,6 \pm 9,9$ g 2009-ben ($n=22$), melynek 62,9%-át illetve 53,4%-át magyarázza az utódok testtömege, míg a fialó nőstények átlagos testtömege fialás után $42,7 \pm 13,2$ g és $51,5 \pm 9,0$ g volt. Összesítve a nőstények adatait, a gravid nőstények fialás előtt mért testtömegének átlagosan 25,4%-át teszik ki az utódok, és 44,0%-os átlagos testtömeg csökkenés mérhető a fialás következtében.

Az 5. táblázatban a kétoldali pikkelyszámokat összesítve és átlagolva mutatjuk be. Az ivari dimorfizmust mutató értékeket nemenként átlagoltuk. Az eltéréseket Mann-Whitney U-tesztel elemeztük. Az orrtetőpajzs esetében az átlagok kevésbé informatív adatok, mivel gyakrabban 1 (84,11 %) vagy ritkábban 2 (15,89) pajzsot figyeltünk meg.

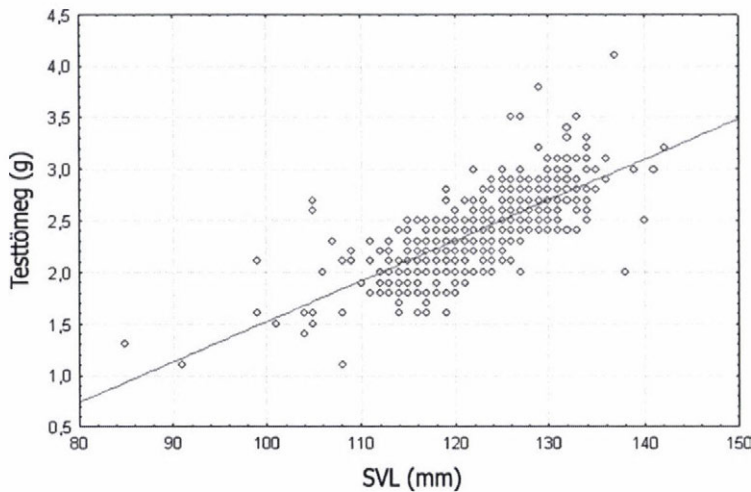


3. ábra. Újszülött rákosi viperáknál mért testméretek nemenkénti összehasonlítása.
Figure 3. Body size comparisons of genders in newborn Hungarian meadow vipers.



4. ábra. Újszülött viperák testtömege (g) és SVL (mm) értékének eloszlása (oszlopok), illetve az adatokra illesztett normál eloszlás görbéi.

Figure 4. Distribution of weight and SVL of newborn Hungarian meadow vipers, and normal distribution curve fitted on the data.



5. ábra. Újszülött viperák testtömege (g) és SVL (mm) értékeinek összefüggése.
Figure 5. Correlation between weight and SVL of newborn Hungarian meadow vipers.

5. táblázat. A Rákosivipera-védelmi Központban született viperák jellemző átlagos pikkelyszámai. (Az utolsó oszlopban a ns $p > 0,05$, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ szignifikancia szintet jelent.)

Table 5. Average scale numbers of vipers born in Hungarian Meadow Vipers Conservation Centre. (Level of significance is shown in the last column, meaning ns $p > 0,05$, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ significance level).

Pikkelyek	Nem	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum	N	Eltérés
Intercanthale	hímek	5,68	1,15	3	9	255	**
	nőstények	6,10	1,10	4	11	324	
Intersupraoculare	hímek	5,91	2,01	2	13	255	*
	nőstények	6,53	2,41	2	16	324	
Circumocularia		17,30	1,23	8	21	579	ns.
Lorealia	hímek	5,55	1,90	2	15	255	**
	nőstények	6,66	2,19	2	13	324	
Supralabiale		16,40	1,00	12	19	398	ns.
Sublabiale	hímek	20,06	1,67	16	25	125	*
	nőstények	20,51	1,31	18	23	164	
Ventrals	hímek	134,39	2,27	127	139	59	**
	nőstények	136,70	2,71	130	143	66	
Subcaudale	hímek	35,66	1,86	28	40	158	**
	nőstények	26,39	1,67	22	34	206	

A tenyésztőprogramban fogant egyedeknél a többszörös apaság jelensége a megvizsgált 22 alomból 4 esetben bizonyított, bár a viszonylag alacsony allélszámok miatt további primerek bevonása látszik szükségesnek. További 3 vadon fogant alom közül 1 esetben legálább 2 apától származtak az utódok, így nem csak a zárttéri állományról figyelhető meg a

jelenség. Összevetettük a monogám párok és a tenyészcsoportok reprodukciós értékeit és nem találtunk jelentős eltérést a több hím jelenlétében fogant almok adataiban (Welch-próba: $n_1=38$; $\bar{x}_1=10,4$; $s_1=5,0$; $n_2=23$; $\bar{x}_2=9,4$; $s_2=3,1$; $t_w=0,96$; $df=22$; $p<0,05$), bár itt is elmondható, hogy további megfigyelések szükségesek.

Értékelés

Több év sikeres tenyésztése alapján kijelenthető, hogy sikerült a rákosi viperák számára megfelelő körülményeket kialakítani a Rákosivipera-védelmi Központ szabadtéri terráriumokban. Az F1-generáció ivarérett egyedei is sikerrel szaporodtak, ami biztató eredmény a tenyésztés folytatása szempontjából. Az első telelés kihagyása gyorsabb növekedési rátát eredményezett (HALPERN et al. 2007a), melynek következtében az ivarézés is 1 évvel korábban került. Természetesen ez nem keverendő össze a tenyészettséggel, ezért először továbbra is 3–4 éves korban állítjuk párba a nevelt viperákat. Fialási nehézségeket mindössze egy felnőtt, idősebb, vadon befogott egyednél észleltük, melynél végül mindkétszer császármetszésre volt szükség. A műtéti beavatkozással először 2 utódot és a nőtényt meg lehetett menteni, de a következő alkalommal megismétlődött a probléma. Felmerült, hogy a jövőben a fialási problémás egyedeket kivonjuk a tenyésztőprogramból.

Az átlagos vemhességi idő alapján a megfigyelt párzásokhoz képest megjósolható a fialás várható időpontja. További adatokat gyűjtve szeretnénk időjárási körülményekkel is egybevetni ezeket az eredményeket, illetve a gravid nőtények hőszabályozását beépített hőmérsékleti adatrögzítővel nyomon követni. Véleményünk szerint a megfigyelt évenkénti szaporodási ciklus annak függvénye, hogy a nőtény képes-e a szezon hátralevő részében tartalékait helyreállítani, de általában ez a jellemzőbb és csak extrém időjárású években fordulhat elő, hogy a táplálékhiány vagy a késői fialás miatt nem sikerül a megfelelő tartalék felhalmozása, és így rákövetkező évben nem szaporodik az illető egyed.

A nőtények tömegváltozásai és az utódok átlagsúlyai ismeretében viszonylag pontosan becsülhető a várható utódszám. A következő években szeretnénk ellenőrizni a becslés pontosságát, illetve tovább finomítani a módszert.

Az újszülött rákosi viperák számos pikkelyszáma esetében tapasztaltunk kismértékű eltérést a nemek átlagai között, azonban markáns ivari dimorfizmus csak a farokalatti pajzsok számában mutatkozott. A kisviperák nemének gyors meghatározásában a farokhossz és a testhossz arányait is jól tudjuk használni, így amennyiben a farok a testhossz 10%-át teszi ki nőtény, 13–15%-os érték esetén pedig hím egyeddel van dolgunk, így csak a határeseleknél kell a farokalatti pajzsok számolásával ellenőrizni a besorolás helyességét.

A nemek aránya kismértékben a nőtények javára billen, mely jelenség hátterét szeretnénk feltárni a jövőben, hiszen a természetben is hasonló arányokban fogjuk a rákosi viperákat, amit korábban a gravid nőtények könnyebb észlelhetőségével magyaráztunk, de úgy tűnik, hogy már születéskor fennáll ez az arány.

Számos érv szólt mellett, hogy a több hímes elrendezés jobban közelíti a természetes állapotokat. Így a rátermettebb egyed szaporodhat, illetve a hímek a harc révén felfokozottabb állapotban nagyobb párzási hajlandóságot mutathatnak. A többszörös apaság révén

több utód születhet, ami növelheti a tenyésztés sikerességét. Tapasztalataink alapján úgy tűnik, hogy ugyan előfordul ez a jelenség, de nem ez a jellemző. Nem tapasztaltuk, hogy a több hímmel tartott nőstények nagyobb alomméreteket produkáltak volna. Viszont a több hímes elrendezés hátulütője lehet, hogy zárt térben a vesztes hím időről-időre újra felbukkan (a szabad természetben valószínűleg továbbállna), megzavarva az udvarlást és akár a párzást is, s így akár még csökkentve is a szaporodási rátát. Továbbá az irányított tenyésztés céljával ellentétesen, egyes domináns hímek génjei túlreprezentálttá válhatnak, míg mások alulreprezentálttá vagy egyáltalán nem jelennek meg az utódpopulációban, ezzel a genetikai sodródás veszélyét eredményezve. Ennek tükrében jelenleg úgy véljük, hogy a páronkénti elrendezés a legcélravezetőbb a későbbi tenyésztés során.

A genetikai vizsgálatok már korábban publikált eredményei (HALPERN et al. 2007a) azt mutatták, hogy nincs olyan mértékű eltérés az állományok között, ami ellenjavallná az eltérő származású egyedek párosítását. A tapasztalt heterozigócia értékek sem utaltak beltenyésztettségre, bár az allélszámok elmaradtak a rokon sztyeppi vipera (*Vipera renardi*) egyedeknél megfigyelt értékektől (HALPERN et al. 2007b, HALPERN et al. 2007c).

Hosszú távon szeretnénk összehasonlítani a különféle vérvonalak túlélési és szaporodási rátáit, hiszen csak ezek az értékek, melyek hitelt érdemlően bizonyíthatják a programunk sikerességét.

Köszönetnyilvánítás. A szerzők köszönetüket fejezik ki a programot anyagilag és erkölcsileg támogató Európai Bizottság LIFE-Nature Alapjának (LIFE04NAT/HU/000116, LIFE07NAT/H/000322), illetve a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumnak, valamint a Természetmegőrzési Szakállamtitkárság, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága, a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatósága, a Magyar Természettudományi Múzeum Molekuláris Taxonómiai Laboratóriuma és a Fővárosi Állat- és Növénykert közreműködő munkatársainak. A programunk támogatásáért köszönettel tartozunk a következő szervezeteknek: GuardianGlass Rt., REMS Hungary, Jászkun Természetvédelmi Egyesület, Szent István Egyetem Tájökológiai Tanszék Természetvédelmi Klubja. A kigyók mérésében és az adatok feldolgozásában nyújtott segítségért köszönettel tartozunk a következő személyeknek: BARACSY ÁKOS, CZÉRE ZSOLT, DANKOVICS RÓBERT, ERŐSS MARIANN, FÖLDI ANGÉLA, HERBÓT ERZSÉBET, KONCZ ATTILA, MÁRKUS HELGA, MOLNÁR VIKTOR, MIZSEI EDVÁRD, NÉMETH MIKLÓS, SÁNDOR IMOLA, SÓS ENDRE, ÜVEGES BÁLINT és TUSCHEK MÁRIA.

Irodalomjegyzék

- BARON, J-P. (1992): Regime et cycles alimentaires de la vipère d'Orsinii (*Vipera ursinii* Bonaparte, 1835) au Mont Ventoux, France. *Revue d'Ecologie – La Terre et la Vie* 47: 287–311.
- BARON, J-P., FERRIERE, R., CLOBERT, J. & SAINT-GIRONS, H. (1996): Stratégie démographique de *Vipera ursinii ursinii* au Mont Ventoux (France). *C. R. Académie Scientifique Paris, Sciences de la Vie* 319: 57–69.
- CARLSSON, M., ISAKSSON, M., HÖGGREN, M. & TEGELSRTÖM, H. (2003): Characterization of polymorphic microsatellite markers in the adder, *Vipera berus*. *Molecular Ecology Notes* 3: 73–75.
- HALPERN, B. & PÉCHY, T. (2002): Conservation activities on Hungarian meadow vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*) in the field. In: KOVÁCS, T., KORSÓS, Z., REHÁK, I., CORBETT, K. & MILLER, P.S. (eds): *Population and habitat viability assessment (PHVA) for the Hungarian Meadow Viper*

- (*Vipera ursinii rakosiensis*). Workshop Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, MN, USA, pp. 68–70
- HALPERN B., SCHRETTNÉ MAJOR Á. & PÉCHY T. (2007a): A Rákosi vipera-védelmi Központ működése és első eredményei. In: HALPERN, B. (ed.): A rákosi vipera védelme – Conservation of the Hungarian Meadow Viper. *Rosalia* 3: 39–62.
- HALPERN, B., SCHRETTNÉ MAJOR, Á., PÉCHY, T., MARINOV M. & KISS B. J. (2007b): Genetic comparison of Moldavian Meadow Viper (*Vipera ursinii moldavica*) populations of the Danube-delta. *Scientific Annals of the Danube-Delta* 13: 19–26.
- HALPERN, B., PÉCHY, T., DANKOVICS, R., MAJOR, Á., KISS, B. J., ZAMFIRESCU, S., ZINENKO, A., KUKUSHKIN, O. & GHIRA, I. (2007c): Genetic differentiation of the endangered populations of Meadow vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*, *Vipera ursinii moldavica* and *Vipera renardi*) in East Europe. In: BRITO, J. C. & CARRETERO, A. (eds.): *2nd Biology of the Vipers Conference, Porto, Portugal Programme and Abstracts*. p. 20.
- KORSÓS Z. (1991): Európa legveszélyeztetebb mérgeskígyója: a parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Természetvédelmi Közlemények* 1: 83–88.
- LUISELLI, L.M. (1990): Captive breeding of *Vipera ursinii ursinii*. *British Herpetological Society Bulletin* 34: 23–30.
- PÉCHY, T., KORSÓS, Z. & ÚJVÁRI, B. (1996): Recovery program for the Meadow Viper in Hungary. *Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest*. 8 pp.
- ÚJVÁRI, B. & KORSÓS, Z. (1997): Thermoregulation and movements of radio-tracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. In: BÖHME, W., BISCHOFF, W. & ZIEGLER, T. (eds): *Herpetologia Bonnensis*. Proceedings of the 8th Ordinary General Meeting of Societas Europea Herpetologica, Bonn, Germany, pp. 367–372.
- ÚJVÁRI, B. & KORSÓS, Z. (1999): First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper *Vipera ursinii rakosiensis*. In: MIAUD, C. & GUYETANT, R. (eds): *Current studies in herpetology*. Proceedings of the 9th Ordinary General Meeting of Societas Europea Herpetologica, Le Bourget du Lac, France, pp. 435–438.
- ÚJVÁRI, B., KORSÓS, Z. & PÉCHY, T. (2000): Life history, population characteristics and conservation of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Amphibia-Reptilia* 21: 267–278.
- ÚJVÁRI, B., MADSEN, T., KOTENKO, T., OLSSON, M., SHINE, R. & WITZELL, H. (2002): Low genetic variability threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Biological Conservation* 105: 127–130.
- URSENBACHER, S. (2005): Paternity in adder (*Vipera berus*): is big really an advantage? In: BAARD E. (ed.): *Fifth World Congress of Herpetology, Stellenbosch, South Africa – Programme & Abstracts* p. 151.

Results of the captive breeding project of Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*)

BÁLINT HALPERN^{1*}, CSILLA TÓTH², DÁVID BRANKOVITS¹, TAMÁS PÉCHY¹
& ÁGNES MAJOR³

¹Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, Költő u. 21. H-1121, Budapest, Hungary

*E-mail: halpern.balint@mme.hu

²University of Debrecen, Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management,
Böszörményi Str. 138, H-4032 Debrecen, Hungary, Nature Conservation Engineer Degree Program

³Laboratory of Molecular Taxonomy, Hungarian Nature History Museum, Ludovika tér 2.,
H-1083 Budapest, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 223–237.

Abstract. Captive breeding of the critically endangered Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) was started in 2004 with 10 adult individuals (4 males, 6 females), collected from 4 different populations of Kiskunság, Hungary. In 2007–2008 additional 6 vipers were collected from 3 further populations. Hungarian Meadow Viper Conservation Centre was established within the frame of a LIFE-Nature project (LIFE04NAT/H/000116) in Kiskunság National Park. Vipers were kept in seminatural outdoor enclosures. Successful breeding of 6 consecutive years were analysed providing additional reproductive data on this rare species. Altogether 577 vipers (322 female, 254 male) were born in 65 births (of 20 different females), giving an average clutch size of 8.88, with annual averages between 7.6 and 12.5, depending on the age and size of reproducing females. Additional 25 stillbirths were observed. Largest clutch observed consisted of 26 live offsprings and 1 stillbirth. Only biannual reproduction was allowed in the first years but later, when it was allowed (based on observation in natural population), annual reproduction was observed in all females, with no significant tendencies when compared with cases of biannual reproductions. We did not find any difference in reproductive values between monogamous pairs and cases when female had chance for mating with more than one male. Genetic tests are under way to check presence of multiple paternity in these cases. In case of observed matings of clearly identified females (n=6) length of pregnancy was determined: being on average 117.5 days in 2007 and 125.5 days in 2008, with a range of 116 and 135 days. Average offspring body weight was 2.37 g, while average total length was 139.73 mm. Body weight changes of females during pregnancy and after birth were measured during year 2008 and 2009. Average weight loss after birth was 35.4 g in 2008 (n=27) and 38.6 g in 2009 (n=22), of which 62.9% and 53.4% was the proportion of clutch weight, while females average weight following birth was 42.7 g and 51.5 g respectively. Pooled data show that average clutch weight is 25.4% of female's total weight before birth, and 44.0% average weight loss was measured following birth.

Keywords: Hungarian meadow viper, *Vipera ursinii rakosiensis*, reproduction biology.

Mesterséges telelőüreg kételtűek és hüllők számára*

PÉCHY TAMÁS és HALPERN BALINT

Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, H-1121, Budapest, Költő u. 21.,

E-mail: pechy.tamas@mme.hu, halpern.balint@mme.hu

Összefoglalás. A Rákosi vipera-védelmi Központban 2004 óta tenyésztett rákosi viperák (*Vipera ursinii rakosiensis*) szabadtéri tartása érdekében kifejlesztettünk egy kerámiából készített telelőüreget. Eddigi tapasztalataink alapján a mesterséges telelőüregben sikeresen teleltek át a viperák, illetve az ezeket használó más kételtű- és hüllőfajok is. Ezen tapasztalaton felbuzdulva, természetes élőhelyekre is telepítettünk üregeket. Az első évben tömegesen használták kételtűek telelésre ezeket az üregeket, a közbeeső szezon során pedig szinte az összes, a területen előforduló hüllőfajt észleltük az üregeknél. A viperák telelési szokásait évente egyszer ellenőriztük csőkamera segítségével, illetve a Központban és a Hanságban elhelyezett automata hőmérsékleti adatrögzítőkkel rendszeres méréseket végeztünk. A megfigyeléseinket elemezve összefüggést mutattunk ki a talajfelszínen mért hőmérséklet és a viperák üregben tapasztalt elhelyezkedése között. A rákosi viperák hidegebb időben általában az üreg alján és csoportosan helyezkednek el. Eredményeink alapján elképzelhetőnek tartjuk, hogy a szabad természetben ezek a telelőüregek sikeresen alkalmazhatók lehetnek akár a téli pusztulások csökkentésére, akár a monitorozást elősegítő eszközként, de rendszeres ellenőrzésük feltétlenül szükséges.

Kulcsszavak: mesterséges telelőüreg, rákosi vipera, *Vipera ursinii rakosiensis*.

Bevezetés

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893) elmúlt évtizedekben tapasztalt drasztikus állománycsökkenése kapcsán felmerült, hogy a faj akár teljesen eltűnhet a Föld színéről (KORSÓS 1991). A kritikus helyzetben a faj megmaradt állományaihoz és élőhelyeihez kapcsolódó védelmi erőfeszítések mellett egy zárttéri tenyésztési program elindításának igénye is megalapozottá vált (PÉCHY et al. 1996). Már 1996-ban, amikor először felmerült a rákosi vipera tenyésztésének ötlete, úgy gondoltuk, hogy a majdani tenyészközpontban úgynevezett szabadtéri terráriumokban fogjuk tartani a kigyókat. Célunk a minél természetesebb, de mindeközben kontrollálható körülmények biztosítása volt (HALPERN & PÉCHY 2002).

Mérsékelt övi hüllőfajok tartása során felvetődik a telettetés gondja. A „hagyományos” terrarisztikában bejáratott módszerek (állatok telettetőtérbe: pincébe, hűtőbe helyezése) (SCHULZ 1996) megvalósíthatóságával kapcsolatban számos kétely és aggály merült fel. A leglényegesebb, hogy a telelés időzítését és körülményeit nem az állat maga választja meg. Ezen kívül esetünkben a várhatóan nagyobb állatlétszámmal járó fertőzésveszély komoly

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekulától a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

kockázatot jelent, nem beszélve a technológia logisztikai kihívásairól. Úgy gondoltuk, hogy célszerű lenne a természetes üregekhez hasonló búvóhelyet kialakítani a szabadtéri terráriumokban, melyekben az állatok a természeteshez hasonló körülmények között, biztonságosan tudnak áttelelni (ZAPPALORTI & REINERT 1994). A szakirodalmat áttanulmányozva a faj élet-ciklusával foglalkozó munkák (BARON 1992, BARON et al. 1996, LUISELLI 1990, ÚJVÁRI & KORSÓS 1997, ÚJVÁRI & KORSÓS 1999, ÚJVÁRI et al. 2000) nyújtottak némi támpontot a faj telelési igényeit illetően.

A kidolgozás és tesztelés első lépéseire 1999-ben került sor Apajon, PÉCHY TAMÁS kertjében, ahol felépült egy szabadtéri terrárium. Itt készült el az első telelőüreg is, akkor még cserépdarabokból és betonból, ami kb. 90 cm mélyre nyúlt le a földbe, némileg imitálva egy pocokjárat zegzugosságát. A terráriumban elhelyezett két ukrán sztyepi vipera (*Vipera renardi*) épségben vészelte át az első teleket. Amikor 2001-ben a Kiskunsági Nemzeti Park természetvédelmi őrei három, veszélyeztetett élőhelyről mentett rákosi viperát hoztak, egy újabb terrárium épült az előzőhöz hasonló módon, és ezek az egyedek is sikeresen átteleltek.

Amikor 2004-ben létrehoztuk a Rákosivipera-védelmi Központot, akkor az „apaji” mintára épített szabadtéri terráriumokhoz meg kellett oldanunk a „nagyüzemi” telelőüreg-gyártást, melyet moduláris kerámiaelemekből képzelünk el megvalósítani.

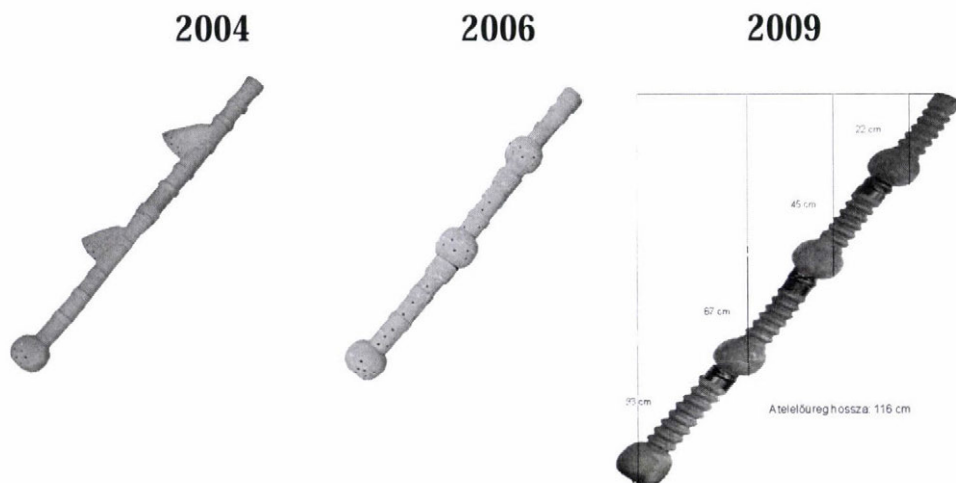
A mesterséges telelőüregek alkalmazása ugyanakkor számos kérdést vetett fel, melyek megválaszolása a fokozottan védett faj sikeres tenyésztésének egyik záloga lehet. A tenyésztőprogram indulásakor kérdés volt, hogy milyenek a faj telelésének optimális körülményei, egyáltalán a mesterséges telelőüreget elfogadják-e a rákosi viperák, illetve vannak-e egyéb fajok, melyek használják majd ezeket az üregeket? További kérdésként merült fel, hogy vajon magányosan vagy társasan telelnek-e a viperák, illetve hogyan tesznek szert az egyes egyedek a biztonságos telelőhely megválasztásával kapcsolatos tapasztalatra? Ezen kérdésekre a szabadtéri terráriumokban tartott állatokkal, illetve a természetes élőhelyekre telepített üregekkel kapcsolatos megfigyeléseink adhatnak válaszokat.

Anyag és módszer

Hosszas keresés után 2004-ben találtunk egy keramikus céget, a Jáger Ipari és Kereskedelmi Bt-t, akik fő profilként temetői urnákat készítenek. Ők vállalták, hogy megvalósítják a kidolgozott telelőüregek legyártását. Az üregek anyagával szemben támasztott leglényegesebb kívánalmaink a jó páramegtartó- és hővezető-képesség, valamint a fagyállóság voltak. Hosszas égetési kísérletek végén egy Németországból hozott agyag bizonyult a legmegfelelőbb alapanyagának.

A telelőüreg csőrészének az átmérője 5 cm lett (a vipera és az ellenőrzésre használt cső-kamera méretéhez igazítva), és az elemeket hézagmentesen egymásba lehetett csúsztatni. A csövön gyűrűket képeztünk ki, melyek megtörik a cső egyenességét, s jobb kapaszkodási felületet nyújtanak az állatoknak. A Központban elsőnek telepített telelőüregek három tagból álltak, minden csőszakaszon egy-egy lapos, oldalirányú kiöblösödéssel, úgynevezett „zseb-bel”, mely kényelmes pihenőhelyet biztosíthat a kígyók számára (1. kép). Minden zseb alsó részén vízelvezető lyukak voltak, melyek a nagy mennyiségű csapadék becsurgása esetén a víz gyors elvezetését szolgálták. Az utolsó elemet gömb alakú üreg zárta. A telelőüregek cső-

kamerával történő ellenőrzése során ezekbe az oldalsó zsebekbe csak igen körülményesen lehetett betekintetni, ezért a későbbi modelleken (2006-tól) már a „zsebeket” gömb alakú kiöblösödésekre formáltattuk. A szabadtéri terráriumok száma a sikeres tenyésztés következtében növekvő állatlétszám elhelyezési igényeinek megfelelően évről-évre nőtt. A kezdeti elrendezésben minden egyedi terráriumrészben két egyforma telelőüreget helyeztünk el, melyet később – tapasztalataink alapján – módosítottunk terráriumonként egy üreg elrendezésre.



1. kép: A mesterséges telelőüreg „evolúciója”.
Photo 1. Development of the artificial hibernation burrow.

A kezdetekkor a telelőüregeket közvetlenül a terrárium talajába ástuk oly módon, hogy mintegy 70–75 fokos szöget zárjon be, s kb. 90 cm-re érjen le. A Központ működése során felmerült az igény a telelőüreg időnkénti kivételére, tisztítás és ellenőrzés céljából. A leásott üreget azonban egyrészt nem lehetett sérülésmentesen kivenni, másrészt a kiásása jelentős mértékben megbolygatta a szabadtéri terrárium már jól beállt talaját és növényzetét. A probléma áthidalását végül egy csatornacső alkalmazásával oldottuk meg, így nem magát a telelőüreget ástuk be a földbe, hanem egy 120 cm hosszú, 16 cm belső átmérőjű műanyag csatornacsövet, amit sűrűn kilyuggattunk, hogy a talaj nedvességét átengedje, s ebbe csúsztattuk bele a telelőüreget. A csatornacső tetőrészét egy fedéllel, és egy szoros gumilappal zártuk le, hogy a kigyók ne juthassanak a telelőüregen kívülre, hiszen onnan nem tudnának feljönni (2. kép).

Az újszülött állatok telettésénél újabb probléma jelentkezett. 2004 és 2008 között az újszülött kigyók első telüket zárt térben, egyesével terráriumban elhelyezve, folyamatosan etetve, „ébren” töltötték, és csak rákövetkező év májusában kerültek a szabadtéri terráriumokba, a természetes élőhelyen telelő hasonló korú egyedeket jelentősen meghaladó testmérettel. A telelőüreg sikeres használatán felbuzdulva, illetve a tenyésztési program jelentősen megnövekedett évenkénti szaporulata miatt elhatároztuk, hogy a korábbi gyakorlattal sza-

kítva megkíséreljük a 2008-as szaporulat egy részével a szabadtéri telettelést. Összesen 36 újszülöttet helyeztünk el az egyik szabadtéri terráriumban s ekkor szembesültünk két újabb problémával. Az egyik probléma az volt, hogy a zsebekre fűrt vízvezető lyukak szélesek voltak, s az újszülött állatok, a maguk 4–5 mm-es szélességükkel átfértek a lyukakon, aminek következtében a telelőüreg és a csatornacső belső fala közé estek, ahonnan már nem volt visszaút. A másik probléma pedig az volt, hogy a telelőüreg sima falán nem mindig tudtak feljönni, annak ellenére, hogy voltak kapaszkodógyűrűk. Ezek azonban nagyobb távolságokra voltak egymástól, mint egy újszülött kígyó hossza, így ha az állat az egyik kapaszkodón túl is jutott, nem feltétlenül érte el a másikat. Ezért a telelőüreg újabb modelljein jelentősen szűkítettük a vízvezető lyukak átmérőjét, az üreg teljes belső felületét érdesítettük és sűrítettük a kapaszkodógyűrűket (1. kép). Ezen kívül az – elmúlt években ugyan nem tapasztalt, de a jövőre nézve feltételezhető – extrém hideg periódusokra tekintettel egy csőtaggal megtoldva, négy tagból állóra növeltük az összes telelőüreget.



2. kép. A kivehető telelőüreg csővel történő telepítése (fotó: PÉCHY T.).
Photo 2. Installation of removable hibernation burrows within a pipe (photo: PÉCHY, T.).

A telelőüregek száját egy 2 cm átmérőjű lyukkal ellátott kupakkal zártuk le, illetve egy cserépdarabbal fedtük le, mely a csapadék direkt bejutását hivatott megakadályozni. Ezen felül téli időszakra minden üregre egy öl szénát helyeztünk a jobb hőszigetelés érdekében.

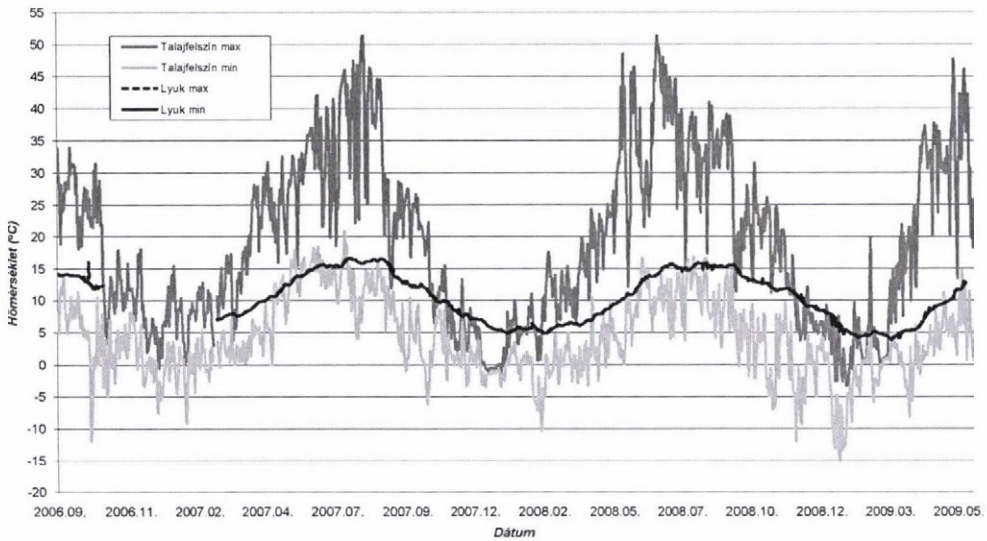
A telelőüreg sikeres zárttéri tesztjei után úgy döntöttünk, hogy a szabad természetben is kipróbáljuk a módszert, mely akár a monitorozást elősegítő egyik eszköz is lehet a későbbiekben. Ezért 2005-ben 7, majd 2006-ban további 15 telelőüreget telepítettünk a Kiskunságban, 2007-ben pedig 4 üreget a Hanságban található viperaélőhelyeken.

A viperák telelési szokásait 2005 óta, január végén – február elején ellenőriztük a Fővárosi Állat- és Növénykert segítségével, a REMS magyarországi képviselője által térítésmentesen biztosított REMS Orcus Color cső- és csatornavizsgáló berendezéssel, mely által a közvetített képet digitális videokamerával (Panasonic NV-GS200) rögzítettük. A vizsgálat során minden telelőüregbe betekintettünk, és az ott megfigyelt egyedek számát és pozícióját feljegyeztük. A felvételeken elemeztük később az egyes egyedek elhelyezkedését, képről egyedileg azonosítva őket, amennyiben a képminőség ezt lehetővé tette. Ezen kívül a telelőüregekben uralkodó hőmérsékleti viszonyokat nyomon követendő, Hobo Pro (H08-031-08 és H08-032-08 típusú) Data Loggerek segítségével 2006. júniusa óta folyamatosan (15 perces mintavételezéssel) mérjük a hőmérsékletet egy telelőüreg aljában (kb. 80 cm mélységben), a talajfelszínen és 1 m magasságban (itt a páratartalmat is rögzítjük), valamint 2006. szeptember és 2009. május között a Hanság területén elhelyezett egyik üreg alján és a talajfelszínen.

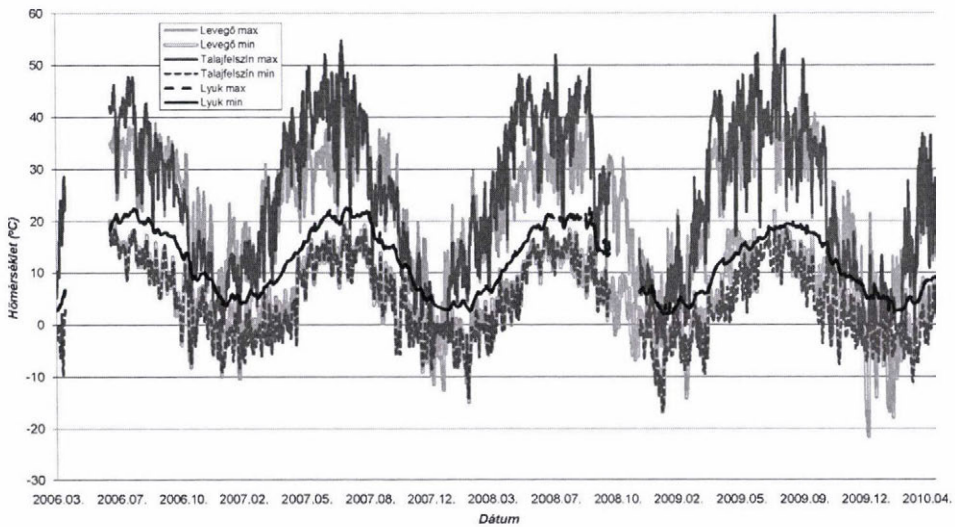
Eredmények

A mesterséges telelőüregekben telelő viperák körében, az elmúlt 6 tél során, egyetlen esetben sem tapasztaltunk pusztulást. Több esetben megfigyeltük viszont, hogy a tél végi, korai meleg időszakok által felszínre csalt kígyók a későbbi fagyok előtt nem húzódtak vissza az üregek biztonságába és a felszínen eltöltött akár egyetlen fagyos éjszaka is halálos döntésnek bizonyult számukra. Ezen túl azt is megfigyeltük, hogy az üregekben látott viperákon kívül más állatok is voltak, melyek sikeresen teleltek át, feltételezhetően a terráriumok gyeptéglái közötti repedésekben. Az üregek már említett illesztési hibáin és vízelvezető lyukain keresztül az üregeken kívülre kijutó kígyók között tapasztaltunk pusztulást, de volt olyan eset is, amikor a jó néhány hónapot sötétben eltöltött állat, társaitól méretben elmaradva ugyan, de maradandó károsodás nélkül vészelt át ezt az időszakot.

A mért hőmérsékletek alapján kijelenthető, hogy a telelőüregekben sosem csökkent 0°C alá a hőmérséklet (12. ábra). A Hanságban $10,4 \pm 3,8^{\circ}\text{C}$, a Központban pedig $11,9 \pm 6,3^{\circ}\text{C}$ volt a telelőüregek alján mért átlaghőmérséklet $22,7^{\circ}\text{C}$ -os mért maximummal, és $2,0^{\circ}\text{C}$ -os minimummal. Mindeközben a talajfelszínen $59,5^{\circ}\text{C}$ volt a mért maximum és $-16,5^{\circ}\text{C}$ a minimumhőmérséklet, $44,0$ -os maximális és $-21,5^{\circ}\text{C}$ -os minimális levegőhőmérséklet mellett. A talajfelszíneken mért átlaghőmérséklet $10,4 \pm 8,2^{\circ}\text{C}$ és $11,6 \pm 9,3^{\circ}\text{C}$ volt, míg a levegőé $11,5 \pm 9,0^{\circ}\text{C}$. Az üregekben tapasztalt átlagos napi hőingás $0,1 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ (maximum: $3,4^{\circ}\text{C}$) és $0,3 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$ (maximum: $2,5^{\circ}\text{C}$). A talajfelszínen az átlagos napi hőingás $15,3 \pm 9,9^{\circ}\text{C}$ (maximum: $48,4^{\circ}\text{C}$) és $19,9 \pm 10,4^{\circ}\text{C}$ (maximum: $44,7^{\circ}\text{C}$) volt, 1 m magasban mérve $16,7 \pm 7,7^{\circ}\text{C}$ (maximum: $35,2^{\circ}\text{C}$).



1. ábra. A Hanság területén elhelyezett telelőüregnél mért hőmérsékletek.
Figure 1. Temperature measured at an artificial burrow installed in the Hanság.



2. ábra. A vipera központ területén elhelyezett telelőüregnél mért hőmérsékletek.
Figure 2. Temperature measured at an artificial burrow installed in the Viper Centre.

A viperák csökamerás megfigyelései során tapasztaltakat az 1. és 2. táblázatban foglaltuk össze. A szabadtéri terráriumok nagy részében 2008-ig a 2–5 fős csoportokban elhelyezett viperák két üreg között választhattak. Három év átlagában mindössze a terráriumok 26,5%-ában fordult elő, hogy a viperák mindkét üreget használták telelésre (3. ábra). Az alacsony arányra tekintettel a későbbiekben nem törekedtünk több telelőüreg felkínálására, illetve néhány terrárium két részre osztásával a 2009-es évtől a terráriumok túlnyomó része egy mesterséges telelőüreget tartalmaz.

1. táblázat. Az ellenőrzött üregek száma és az ellenőrzés körülményei.

Table 1. Number of burrows checked and circumstances of the checking.

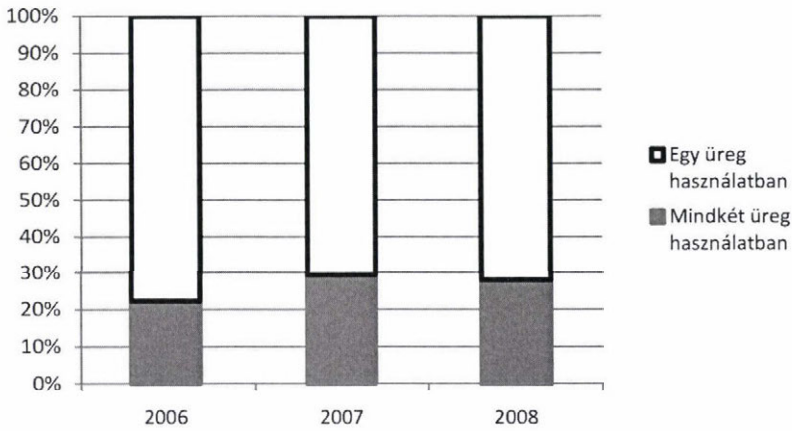
Ellenőrzés dátuma	Ellenőrzött üregek száma	Átlagos levegő hőmérséklet	Átlagos hőmérséklet a talajfelszínen	Átlagos hőmérséklet az üreg alján
2005.01.20	2	NA	NA	NA
2006.01.25	33	-7,0	-5,0	5,7
2007.02.15	70	5,1	4,2	6,3
2008.02.15	102	-0,3	-0,7	3,3
2009.02.12	97	1,1	0,6	4,7
2010.02.25	113	7,1	5,1	4,1

2. táblázat. Az észlelt viperák elhelyezkedése a telelés ellenőrzésekor.

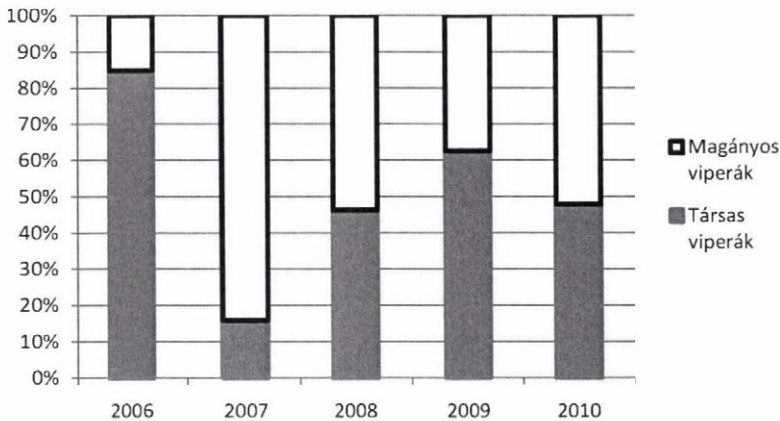
Table 2. Placement of detected vipers during hibernation checking.

Ellenőrzés dátuma	Észlelt viperák	Felszín közelben	Csőben	Alsó kamrában	Magányos viperák	Társas viperák
2005.01.20	2	0	0	2	0	2
2006.01.25	33	0	4	29	5	28
2007.02.15	44	21	18	5	37	7
2008.02.15	67	3	31	33	36	31
2009.02.12	83	3	25	55	31	52
2010.02.25	311	107	98	106	162	149

Az egyes üregeken belül is megkülönböztethetők a viperák elhelyezkedése alapján magányosan, illetve társasan (2–5 fős csoportokban) telelő egyedek. Tapasztalatunk szerint a kétféle telelési mód aránya évről-évre változó volt (4. ábra). Amikor összevetettük a magányosan, illetve társasan telelő egyedek arányát az üregben mért hőmérséklettel, nem találtunk összefüggést, míg a talajfelszínen mért hőmérséklettel már jóval szorosabb összefüggést találtunk (5. ábra). Minél hidegebb van a talajfelszínen, annál több egyed található az üregekben csoportosan elhelyezkedve.

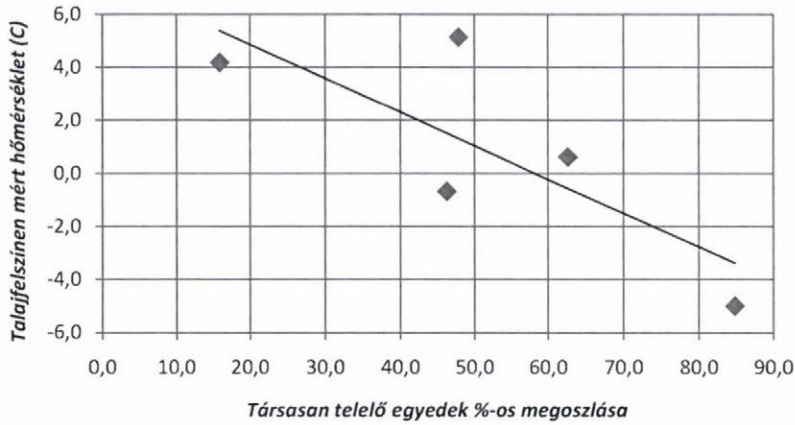


3. ábra. Két telelőüreggel rendelkező szabadtéri terráriumokban megfigyelt téli üreghasználat.
Figure 3. Winter burrow use in terraria with two burrows.

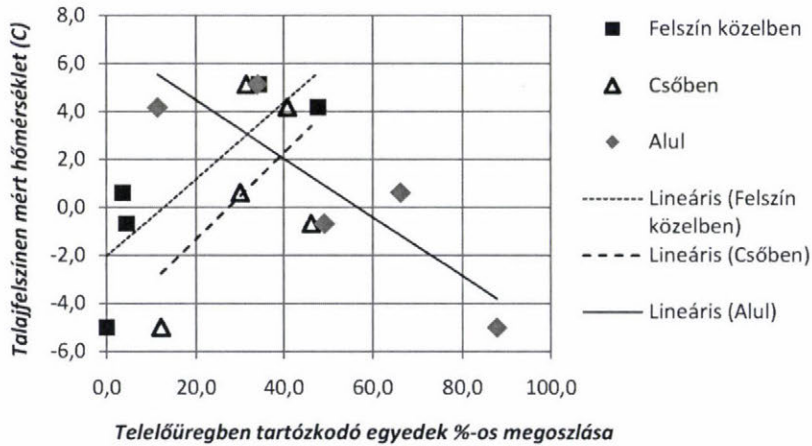


4. ábra. Társasan / magányosan telelő viperák részaránya évente.
Figure 4. Annual proportion of vipers hibernating alone / in groups.

Vizsgáltuk az egyes egyedek üregen belüli elhelyezkedését is, melyet 3 csoportba soroltunk. Ez alapján a felszínen és közelében, a csőben, illetve a cső aljában tartózkodó egyedeket különböztettük meg. Ezek részaránya is évente változó volt és a talajfelszínen mért hőmérséklettel mutatott összefüggést (6. ábra). Ez alapján úgy látjuk, hogy hideg időben a viperák a telelőüreg aljában találhatók, míg a hőmérséklet emelkedésével egyre több egyed jön fel az üregben, akár a talajfelszínig is.



5. ábra. A társas telelés hőmérsékletfüggése.
Figure 5. Temperature dependency of group hibernation.



6. ábra. A viperák telelőüregben történő elhelyezkedésének hőmérsékletfüggése.
Figure 6. Temperature dependency of the position of vipers within the burrow.

A telelőüregeket nem csak a viperák használták, hanem számos egyéb kétéltű- és hüllő-faj is. Amikor a 2005-ös évben a csőkamerás megfigyelési módszer tesztelésére került sor, a Viperaközpontban megvizsgált két telelőüreg egyikében két közösen telelő viperát, míg a másik üregben egy vízisiklót (*Natrix natrix*) figyeltünk meg. A vízisikló bemászhatott a szabadtéri terráriumba, hiszen kívülről nem láttuk el peremmel a falakat. A 2006-os év során további élőlényeket figyeltünk meg, melyek maguk választották a mesterséges telelőüregben telelést: fajra nem azonosított meztelen csigákon, pókokon kívül pettyes gőté

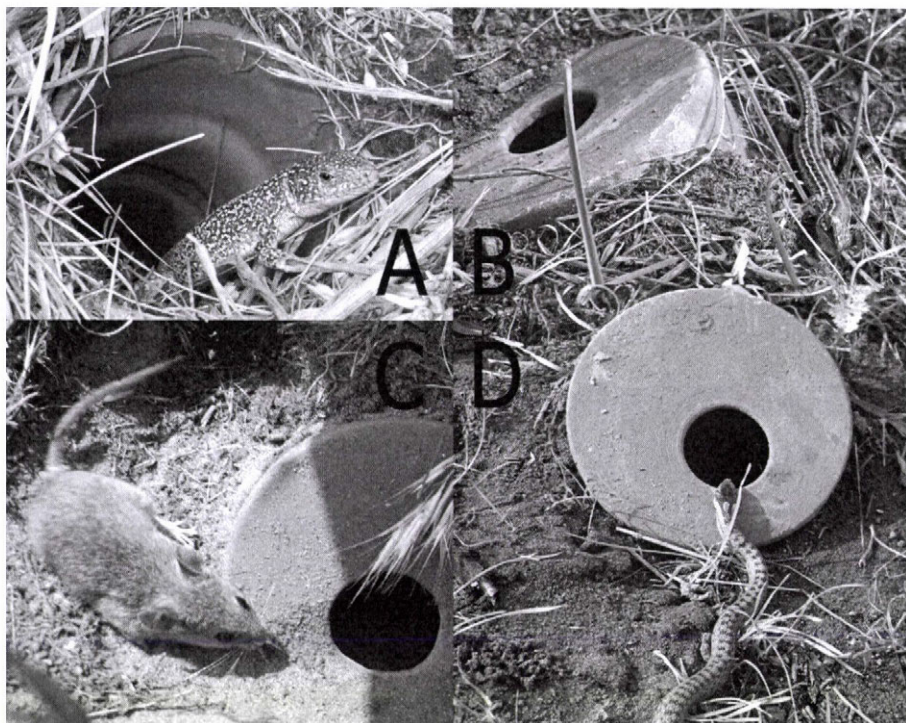
(*Lissotriton vulgaris*) és dunai tarajosgöték (*Triturus dobrogicus*) fiatal egyedei nagy számban tartózkodtak egyes üregekben, helyenként akár a viperákkal közösen is (3. kép). A következő években is megfigyelhetők voltak a götéken kívül több esetben kívülről bejutott zöld levelibékák (*Hyla arborea*), míg 2008-ban vöröshasú unka (*Bombina bombina*), barna varangy (*Bufo bufo*), valamint homoki gyík (*Podarcis tauricus*), fürgé gyík (*Lacerta agilis*) és zöld gyík (*Lacerta viridis*) telelt át sikeresen a Központban található üregekben.



3. kép. A Központban telelő pettyes göté és viperák. (Fotó: Halpern B.).
Photo 3. Smooth newts and vipers hibernating in the Centre (Photo: Halpern, B.).

A természetes élőhelyekre telepített üregeknél észleltük, hogy számos faj használta év közben alkalmi búvóhelyként őket: fürgé gyík, zöld gyík, homoki gyík, vízi sikló, rézsikló (*Coronella austriaca*) (4. kép). A 2007-es téli ellenőrzés során pettyes göté, dunai göté, zöld levelibéka, barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), zöld varangy (*Bufo viridis*) tömeges telelését figyelhettük meg a Kiskunságba 2006-ban telepített üregekben. A rákövetkező évben már jóval kevesebb egyed telelését észleltük ezekben az üregekben, melyet az aszályos időszakon kívül az magyarázhat, hogy az üregek nagy része az évek múlásával a behulló homok és törmelék hatására oly mértékben eltömődött, hogy elvesztették funkciójukat, illetve csókamerás ellenőrzésük is lehetetlenné vált. Ezért 2009-ben, amikor a viperák tervezett kibocsátási helyszínére 30 további üreget telepítettünk, már a csatornacsővel történő telepítési technikát alkalmaztuk.

Szintén a Kiskunságban tapasztaltuk, hogy rágcsálók is több alkalommal építettek fészket az üregekbe, a felhalmozott fészekanyaggal megakadályozva az üregek teljes hosszában a csókamerás ellenőrzést. A Hanságban az egyik üreget használó rágcsáló fészekanyagot ugyan nem halmozott fel az üregben, de a telepített hőmérő drótjának többszöri megrágásával, illetve ürülék hátrahagyásával egyértelműsítette számunkra az üreg használatát. A Hanságba telepített 3 üreg esetében tapasztaltuk, hogy a magasabb vízállás mellett megjelent az üreg alsó harmadában a talajvíz, de nem használta őket semmilyen élőlény ebben az időszakban.



4. kép. Egyéb fajok, melyek átmeneti búvóhelynek használták az üregeket (A: zöld gyík, B: homoki gyík, C: erdei egér, D: rézsikló). (Fotó: HALPERN B.).

Photo 4. Other species that used the burrows as temporary shelter (A: Green lizard, B: Balkan wall Lizard, C: Wood mouse, D: Smooth snake) (Photo: HALPERN, B.).

Értékelés

A mesterséges telelőüregekben sikeresen teleltek át a szabadtéri terráriumokban tartott rákosi viperák. Egyetlen esetben sem történt pusztulás a tél során a telelőüregben, viszont az év egyéb szakában több esetben tapasztaltunk az üreg konstrukciós hibáival összefüggésbe hozható elhullásokat. Ezért a telelőüregek telepítése igen fegyelmezett és odafigyelő munkát igényel, mert ha a telepítés során nem járunk el kellő gondossággal, akkor az használat közben vagy később az állatok pusztulását okozhatja.

A telepítésnél az első, amire oda kell figyelnünk, az a telelőüreg helyének kiválasztása (figyelembe véve a várható talajvízszintet) és lerakásának szöge. Ha a szög túl lapos, akkor a vége nem ér túl a fagyhatáron, ha pedig túl meredek, akkor fennáll annak a veszélye, hogy az állatok – különösen az újszülöttek – nem tudnak feljönni belőle. Ezért ügyelni kell arra, hogy a csatornacsövet befogadó lyukat 70–75 fokban fúrjuk a talajba.

A második fontos szempont, hogy miután a fúrt vagy ásott üregbe behelyeztük a csatornacsövet – melyet mint korábban már szó volt róla, sűrűn kilyuggatunk vagy bevágunk – oly módon temessük vissza köré a földet, hogy ott ne maradhassanak üregek. Ezért nem

elég, hogy a visszahányt földet szárazon letömörítjük, mert az idővel megsüllyed, illetve az esővíz üregeket képez benne. Ezt elkerülendő, a földviisszatöltést iszapolással kell végezni, vagyis erős vízszög mellett kell a nem rögzös földet viisszatölteni, hogy az kellő mértékben összetömörödjön.

Miután a csatornacső hézagmentesen bekerült a földbe, belecsúsztatjuk a telelőüreget. A többszörösen módosított és jelenleg általunk javasolt üreg négy, egymásba csúszó elemből áll. Az egyes elemeket előzetesen stabilan egymáshoz kell rögzíteni, elkerülendő az illeszkedési hibákat, illetve így lehetséges a teljes cső későbbi kiemelése. Az egyes elemek összfogására egy széles, időtálló, erősen tapadó ragasztószalagot használunk. A csatornacső lefedésére használt kupakon vágott lyuk és a telelőüreg nyaka közti rést az üreg palástjára szorosan ráfeszülő gumilappal zárjuk le, amit sziloplaszt ragasztóval rögzítünk a fedélre.

A telelőüregeket a viperákon kívül számos más kétlélű- és hullófaj használta. Telelőüregek telepítése révén segíthetjük ezen fajok sikeres áttelelését, de az adott terület kétlélű- és hullófaunájának monitorozásában is szerephez juthat ez a természetvédelmi eszköz.

Kimutattuk a viperák telelőüregen belüli fizikai elhelyezkedésének hőmérsékletfüggését. Ezt az előzetesnek tekinthető eredményt szeretnénk tovább kutatni a későbbiekben, kiegészítve az egyes egyedek belső hőszabályozását rögzítő eszköz adataival is, valamint évenkénti többszöri mintavételen alapuló megfigyelésekkel. Ezen kívül a rákosi viperák telelése során tendenciát véltünk felfedezni a társas telelés irányába, mely szintén a felszíni hőmérséklet függvénye. Gyakorlati konzekvenciaként feltételezhető, hogy a vad állományok körében is létezhetnek olyan „hibernacula”-k, melyekben több vipera telel együtt, akár egyéb fajokkal osztozva a helyen. Az ilyen telelődombok ismerete fontos lehet a faj hosszú távú megőrzése szempontjából.

Köszönetnyilvánítás. A szerzők köszönetüket fejezik ki a programot anyagilag és erkölcsileg támogató Európai Bizottság LIFE-Nature Alapjának (LIFE04NAT/HU/000116, LIFE07NAT/H/000322), illetve a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumnak, valamint a Természetmegőrzési Szakállamtitkárság, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága, a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatósága és a Fővárosi Állat- és Növénykert közreműködő munkatársainak. Programunk támogatásáért köszönettel tartozunk a következő szervezeteknek: GuardianGlass Rt., REMS Hungary, Jászkun Természetvédelmi Egyesület, Szent István Egyetem Tájökológiai Tanszék Természetvédelmi Klubja. A téli ellenőrzések kivitelezésében és a felvételek feldolgozásában nyújtott segítségért köszönettel tartozunk a következő személyeknek: BAKÓ BOTOND, BRANKOVITS DÁVID, CZÉRE ZSOLT, DANKOVICS RÓBERT, GARAI CINTIA, KUNSCH GYÖRGY, MOLNÁR VIKTOR, MOLNÁR ZOLTÁN, NÉMETH MIKLÓS, SÁNDOR IMOLA, SIPOS TIBOR, SÓS ENDRE és SZABÓ NORBERT.

Irodalomjegyzék

- BARON, J.-P. (1992): Régime et cycles alimentaires de la vipère d'Orsinii (*Vipera ursinii* BONAPARTE, 1835) au Mont Ventoux, France. *Revue d'Ecologie – La Terre et la Vie* 47: 287–311.
- BARON, J.-P., FERRIERE, R., CLOBERT, J. & SAINT GIRON, H. (1996): Stratégie démographique de *Vipera ursinii ursinii* au Mont Ventoux (France). *C. R. Académie Scientifique Paris, Sciences de la Vie* 319: 57–69.

- HALPERN, B. & PÉCHY, T. (2002): Conservation activities on Hungarian meadow vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*) in the field. In: KOVÁCS, T., KORSÓS, Z., REHÁK, I., CORBETT, K. & MILLER, P.S. (eds): *Population and habitat viability assessment (PHVA) for the Hungarian Meadow Viper (Vipera ursinii rakosiensis). Workshop Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, MN, USA*, pp. 68–70
- KORSÓS Z. (1991): Európa legveszélyeztetettebb mérgeskígyója: a parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Természetvédelmi Közlemények* 1: 83–88.
- LUISELLI, L.M. (1990): Captive breeding of *Vipera ursinii ursinii*. *British Herpetological Society Bulletin* 34: 23–30.
- PÉCHY, T., KORSÓS, Z. & ÚJVÁRI, B. (1996): *Recovery program for the Meadow Viper in Hungary*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 8 p.
- SCHULZ, K.-D. (1996): A Monograph of the Colubrid Snakes of the Genus *Elaphe* Fitzinger. *Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Germany*. 443 pp.
- ÚJVÁRI, B. & KORSÓS, Z. (1997): Thermoregulation and movements of radio-tracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. In: BÖHME, W., BISCHOFF, W. & ZIEGLER, T. (eds): *Herpetologia Bonnensis. Proceedings of the 8th Ordinary General Meeting of Societas Europaea Herpetologica*. Bonn, Germany, pp. 367–372.
- ÚJVÁRI, B. & KORSÓS, Z. (1999): First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper *Vipera ursinii rakosiensis*. In: MIAUD, C. & GUYETANT, R. (eds): *Current Studies in Herpetology. Proceedings of the 9th Ordinary General Meeting of Societas Europaea Herpetologica*. Le Bourget du Lac, France, pp. 435–438.
- ÚJVÁRI, B., KORSÓS, Z. & PÉCHY, T. (2000): Life history, population characteristics and conservation of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Amphibia-Reptilia* 21: 267–278.
- ZAPPALORTI, R. T. & REINERT, H. K. (1994): Artificial refugia as a habitat-improvement strategy for snake conservation. In: MURPHY, J. B., ADLER, K. & COLLINS, J. T. (eds): *Captive management and conservation of amphibians and reptiles*. Ithaca, New York, USA, pp. 369–375.

Artificial burrow for hibernation of amphibians and reptiles

TAMÁS PÉCHY & BÁLINT HALPERN

Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, Költő u. 21, H-1121, Budapest, Hungary

E-mail: pechy.tamas@mme.hu, halpern.balint@mme.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 239–252.

Abstract. We have developed an artificial hibernation burrow made of terracotta, in order to keep the captive bred Hungarian meadow vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*) in outdoor terraria during the whole year. We have checked wintering habits of the vipers by the use of a pipe camera every winter in the Hungarian Meadow Viper Conservation Centre, and collected temperature data with automated data loggers placed in the Centre and in the Hanság, Northwest Hungary. We found correlation between surface temperature and the position of the vipers inside the burrows. Vipers tend to be in groups and on the bottom of the burrows during cooler periods. So far we experienced successful hibernation of all vipers and other herp species. Based on this experience we installed some burrows to natural habitats. In the first year amphibians were using these burrows in large numbers for hibernation, while from spring to autumn, around these burrows, we observed nearly all reptile species occurring in the region. As a consequence we think that these artificial burrows represent a useful tool to reduce winter casualties of amphibian and reptile species, as well as being an important element of monitoring, with the precondition of regular checking.

Keywords: artificial burrow, hibernation, Hungarian meadow viper, *Vipera ursinii rakosiensis*.

Az alpesi tarajosgőte (*Triturus carnifex*), a dunai tarajosgőte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) magyarországi elterjedésének elemzése*

GUBÁNYI ANDRÁS^{1*}, VÖRÖS JUDIT¹, KISS ISTVÁN², DANKOVICS RÓBERT³,
BABOCSAY GERGELY⁴, KOVÁCS TIBOR⁵, MOLNÁR PÉTER⁶ és SOMLAI TIBOR⁷

¹ Magyar Természettudományi Múzeum, Gyűjteményi és Kutatási Tudásközpont, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

*E-mail: gubanyi@nhmus.hu

² Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1.

³ Savaria Múzeum, Természettudományi Tár, H-9700 Szombathely, Kisfaludy S. u. 9.

⁴ Károly Róbert Főiskola, Környezettudományi Intézet, H-3200 Gyöngyös, Mátrai u. 36.

⁵ Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány P. s. 1/c.

⁶ H-4027 Debrecen, Füredi u. 56. fszt. 1.

⁷ H-4355 Nagyecsed, Munkácsy u. 2/A.

Összefoglalás. Vizsgálatunk elsődleges célja az Európai Unió jelentőségű fajok között szereplő *Triturus carnifex*, *Triturus dobrogicus* és *Bombina bombina* elterjedési viszonyainak átfogó jellemzése volt a rendelkezésre álló publikált és nem publikált adatsorok figyelembe vételével, továbbá az említett fajok jelenlétének megerősítése saját felmérések alapján tíz Natura 2000 területen. A felméréseket 2008-ban végeztük a 10 hazai nemzeti park-igazgatóság területén. Különös figyelmet fordítottunk a vizsgált fajokat érintő, közelmúltbeli taxonómiai változásokra. Az Élőhelyvédelmi Irányelv 17. cikke alapján készített országjelentésben (2006) található adatokon kívül tekintélyes mennyiségű publikált és nem publikált adat áll rendelkezésre a fajok elterjedési viszonyairól. A három fajra vonatkozó elterjedési adatokat három időintervallumra bontva mutatjuk be: 1.) 1974 előtt keletkezett adatok; 2.) 1974 és 2000 közötti felmérések adatsorai; 3.) 2001-től 2010-ig bezárólag publikált és nem publikált adatsorok. A 2008-ban vizsgálatba vont mintaterületek nagy részén a kiválasztott fajokra vonatkozóan a felvételezés eredményes volt. A fenti adatsorokat összegezve elkészítettük a fajok 10 x 10 km-es UTM-négyzet alapú, kiegészített elterjedési térképét. A *T. carnifex* elterjedése a 2006-os országjelentésben szereplő 2 UTM-négyzethez képest 6 egységre terjed ki, amelyekhez pontos lelőhelyadat is kapcsolható. A *T. dobrogicus* az ország területét lefedő 1045 UTM-négyzet 18,6%-án a pontos lelőhelyadatok alapján bizonyítottan kimutatható. További UTM térképezés szintű adatokat is figyelembe véve az ország területét lefedő négyzetek 26,3%-án, a bizonytalan adatokkal együtt pedig 36,4%-án számolhatunk a faj jelenlétével. A kapott eredmények alapján a legtöbb hazai elterjedési adat a *B. bombina*-ról van, pontos lelőhelyadatok 663 UTM-négyzetből (84%) állnak rendelkezésre.

Kulcsszavak: *Bombina bombina*, elterjedés, faunisztika, Natura 2000, *Triturus carnifex*, *Triturus dobrogicus*.

Bevezetés

A hazai kétéltűkutatások az ezredfordulók nagy részét faunisztikai, taxonómiai, rendszertani és táplálkozásbiológiai kérdéseket céloztak. A populációdinamikai vizsgálatok a biológiai sokféleség állapotát megfigyelő országos program, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekulától a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

Rendszer Kétéltű-hüllő protokolljának elindítása után, 2001-től élénkültek meg. Az Európai Unió jelentős lépéseket tett a biológiai sokféleség megőrzése érdekében. Két természetvédelmi irányelv alapján kijelölt területek – az Élőhelyvédelmi Irányelv (92/43/EGK) alapján kijelölt különleges természetmegőrzési területek (SCI - Sites of Community Importance), valamint a Madárvédelmi Irányelv (79/409/EGK) alapján kijelölt különleges madárvédelmi területek (SPA – Special Protection Area) – alkotják az Unió ökológiai hálózatát, a Natura 2000 hálózatot. A Natura 2000 hálózat területeinek kijelölése részben az Élőhelyvédelmi Irányelv 2. mellékletében felsorolt fajokon alapul. A közösségi jelentőségű fajok között szerepel a *Triturus carnifex* (LAURENTI, 1768), a *Triturus dobrogicus* (KIRITZESCU, 1903), és a *Bombina bombina* (LINNAEUS, 1761), amelyek hazai elterjedésének felülvizsgálata az elmúlt évtizedekben történt taxonómia revíziók miatt elengedhetetlen. MIKULICEK et al. (2004), valamint VÖRÖS & MAJOR (2007) genetikai vizsgálatai alapján a *Triturus cristatus* csak Szlovákia északi területein található meg tiszta fajként, hazánk északi területein *T. dobrogicus* populációk, illetve hibridállományok fordulnak elő. Az időközben tehát faji rangra emelt *T. dobrogicus* és *T. carnifex* tényleges előfordulásainak meghatározására az elmúlt évtizedekben kezletkezett azon hazai *T. cristatus* sl. adatok, amelyek nélkülözték az alfaji elkülönítéseket, csak korlátozottan használhatók.

A *T. carnifex*-re vonatkozóan ugyanakkor az 1999. előtt publikált előfordulási adatok esetében is történt általában alfaji elkülönítés, és mint *T. c. carnifex* alfajt említik a szerzők (e.g. DELY 1971).

VÖRÖS (2007) a két *Bombina*-faj hibridizációjáról és filogeográfiájáról szóló tanulmányában a 2006-ig publikált adatok és múzeumi adatbázisok rekordjait saját, tíz éves megfigyeléseivel kiegészítve 10×10 km-es UTM-térképen ábrázolta. Az azóta megjelent tanulmányában (VÖRÖS 2008) részletesen jellemzi a faj hazai elterjedését és természetvédelmi helyzetét.

Vizsgálatunk három faj, a *B. bombina*, a *T. carnifex* és a *T. dobrogicus* elterjedési viszonyainak elemzésével kíván hozzájárulni Magyarország Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi Irányelvekből adódó, hat évente esedékes jelentéstételi kötelezettségeinek teljesítéséhez.

Anyag és módszer

Az irodalmi adatok, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) és a nemzetipark-igazgatóságok kutatási jelentései mellett a következő adatbázisokat használtuk fel az elterjedési viszonyok megállapításához: 1.) A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület kétéltű- és hüllőadatbázisa (MME); 2.) A Magyar Természettudományi Múzeumban található kétéltű- és hüllőadatbázis, Aggteleki NPI faunaadatbázis, BioData adatbázis (MTM); 3.) Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Információs Rendszere (TIR adatbázis).

Az eredmények térképi megjelenítése az UTM (Universal Transverse Mercator) vetületi rendszerrel történt. Ez egy olyan hengervetületi rendszer, amely szögtartó és szelvényezési rendszere segítségével a Föld egységes lefedésére alkalmas a déli félgömb 80° szélességi és az északi félgömb 84° szélességi foka között. Az UTM vetület alapfelülete

Magyarországon jelenleg a WGS84 jelű ellipszoid. Az ábrázoláshoz a 10×10 km-es felbontású térképhálózt alkalmaztuk, amelynek egységei kétkarakteres alfabetikus és numerikus kóddal azonosíthatók (pl. CT70).

Az adatok összerendezésére a Clarion PE 6.0 fejlesztőrendszer alatt (<http://>) egy speciális, kifejezetten erre a feladatra írt programot használtunk, amely az UTM-adatbázis, a különle nyomat-adatbázis és a földrajzi nevek és közigazgatási egységek adattára felhasználásával rendezte 7 mezőbe az adatokat (faj, középtáj, település, lelőhely, UTM-négyzet, év, adatköz-lő). A lelőhelylistában közölt adatok után amennyiben a gyűjtés éve megegyezett a publikálás évével, illetve ha azt egyértelműen nem lehetett meghatározni, akkor a lelőhely után zárójel-ben a hivatkozott publikációt és annak évszámát tüntettük fel. Ettől eltérő esetekben a gyűjtés évét külön jelöltük. Összefoglaló munkákra való hivatkozások esetében minden esetben külön jelöltük az észlelés évét is, még akkor is, ha többszörös hivatkozásról van szó.

Az elmúlt évek kutatási jelentéseinek anyagát is feldolgoztuk, ezekben az esetekben az adatközlő személyek a következők voltak: BAKÓ BOTOND (BB), BÁNFI PÉTER (BF), BABOCSAY GERGELY (BG), BANK LÁSZLÓ (BL), BELLAAGH MÁTYÁS (BM), DANKOVICS RÓBERT (DR), FÜLÖP TIBOR (FT), GOMBKÖTŐ PÉTER (GP), KISS ISTVÁN (KI), KORSÓS ZOLTÁN (KZ), KOVÁCS TIBOR (KT), MOLNÁR PÉTER (MP), POZSONYI ANDRÁS (PA), PUKY MIKLÓS (PM), SOMLAI TIBOR (ST), SZÉNÁSI VALENTIN (SZV), TRASER GYÖRGY (TGY), VERS JÓZSEF (VEJ), VÖRÖS JUDIT (VJ). Azokban az esetekben, ahol a szerzők, adatközlők csak a település nevét adták meg, a lelőhelyet „Ø”-val, az évszám hiányát „?”-el jelöltük a listákban.

A lelőhelyadatokat továbbiakban három nagyobb időintervallumban vizsgáltuk: 1.) 1974 előtt keletkezett adatok (A); 2.) 1974 és 1999 közötti felmérések adatsorai (B); 3.) 2000-től 2010-ig bezárólag publikált és nem publikált adatsorok (C). A publikált adatok további három típusát különböztettük meg: 1.) pontos lelőhelyadatokat, amelyek legalább községhatár szinten azonosíthatók, 2.) csak az UTM-térképezési rendszer 10×10 km-es egységeinek szintjén közölt előfordulások, 3.) bizonytalan adatok, amelyeket az irodalom-ban korábban *Triturus cristatus* sl. kezeltek. A kapott eredményeket összevetettük az élőhelyvédelmi irányelv 17. cikke alapján készített országjelentés adataival is ([http](http://) 2.). A térképi ábrázoláshoz a Q-GIS 1.0 ([http](http://) 3.) és a LandSerf 2.3 (WOOD 2009) programokat használtuk.

Az elterjedési adatok korábbi, 2008-as elemzése alapján (GUBÁNYI et al. 2008) fajoként 10–10 Natura 2000 monitoring mintaterületet jelöltünk ki a 10 nemzeti park-igaz-gatósághoz tartozó területeken, ahol módszertani (lásd részletesen KISS et al. 2010) vizsgá-latokat, illetve további felméréseket végeztünk a kiválasztott három faj elterjedésére vonatkozóan.

A mintaterületek UTM-négyzet szintű leírását az 1. táblázat tartalmazza. A felvétele-zésekhez az NBmR keretében a kétélűekre kidolgozott monitorozási módszerek (KISS et al. 2005) közül gőtések esetében a palackcsapdázást és a vizuális megfigyelést alkalmaztuk. Az unkáknál a nappali, sáv mentén történő vizuális megfigyelést használtuk, kiegészítésként pedig sötétedés után lámpázással történő vizuális és akusztikus megfigyelést alkal-maztunk (KISS et al. 2010).

1. táblázat. A 2008-ban felmért mintaterületek UTM-rendszerű azonosítása, a mintavételi helyek megnevezése.

Table 1. UTM codes and names of the sampling plots surveyed in 2008.

UTM	Mintavételi helyek
CT	70: Kunadacs: Szénadülő, fűz–nyaras puhafaliget; Szénadülő, zsombékos vízállás.
DT	14: Farnos: Nagy nádas, csatorna; Nagy nádas, Kékbegy-tanösvény; Nagy nádas, mocsár széle. – 88: Tiszabábolna: Tisza-holtmeder; Tisza-holtmeder, útmenti kubikgödörök.
ES	06: Szabadkígyós: Kétegyházi árapasztó, csatorna; Nyest-tanya, csatorna.
EU	45: Sátoraljaujhely: Barázdásszél, Bodrog-holtág, mély víz; Barázdásszél, Bodrog-holtág, sekély víz.
FU	03: Tákos: Bockerek, Szipa csatorna, mély víz; Bockerek, Szipa csatorna, sekély víz. – 20: Csegöld: „Csengersimai halastavak”, csatorna; „Csengersimai halastavak”, Szamos-holtág ÉNY-i oldal.
XM	08: Óriszentpéter: Keserűszer, 2 tóka. – 09: Óriszentpéter: Bárkás-tó, békaszőlős társulás; Bárkás-tó, sásos-gyékényes tőszegély; Kis Vadkacsás-tó, tőszegély. – 18: Pankasz: Agyagbánya, tó a bánya DK-i részén. – 19: Hegyhátszentjakab: Vadása-2 tó, tőszegély. – 52: Gyékényes: Lankóci-erdő, Égés-tó, égeres láp; Lankóci-erdő, magassásos vízállás.
XN	33: Szeleste: Váti gyakorlótér, a tó K-i partja; Váti gyakorlótér, kubikgödörök. – 90: Öcs: Nagy-tó, tó K-i oldala; Nagy-tó, tó NY-i oldala. – 99: Győrzámoly: Patkányos I.; Patkányos II.; Patkányos III.

Eredmények

A korábbi faunisztikai adatok és a 2008. évi vizsgálatok

A vizsgálatba vont mintaterületek nagy részén az adott fajokra vonatkozó felmérés eredményes volt, csak néhány élőhelyen nem kerültek elő a kiválasztott fajok. Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság (ÖNPI) területén a vizsgálatba vont területek közül a keserűszeri tókákban (UTM: XM 08) csapdázásos mintavételezéssel nem sikerült a *Triturus carnifex* példányát megfogni, csak a vizuális megfigyelés volt eredményes, annak ellenére, hogy a korábbi években a faj előfordulása ismert volt. A *T. dobrogicus* a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóságához (FHNPI) tartozó győrzámolyi Patkányos I-II. élőhelyeken (UTM: XN 99) nem került elő. A *Bombina bombina* egyedeit egyedül csak az ÖNPI-hez tartozó szelestei, egykori katonai lőtér területén vizsgált vízterek egyikéből nem sikerült kimutatni.

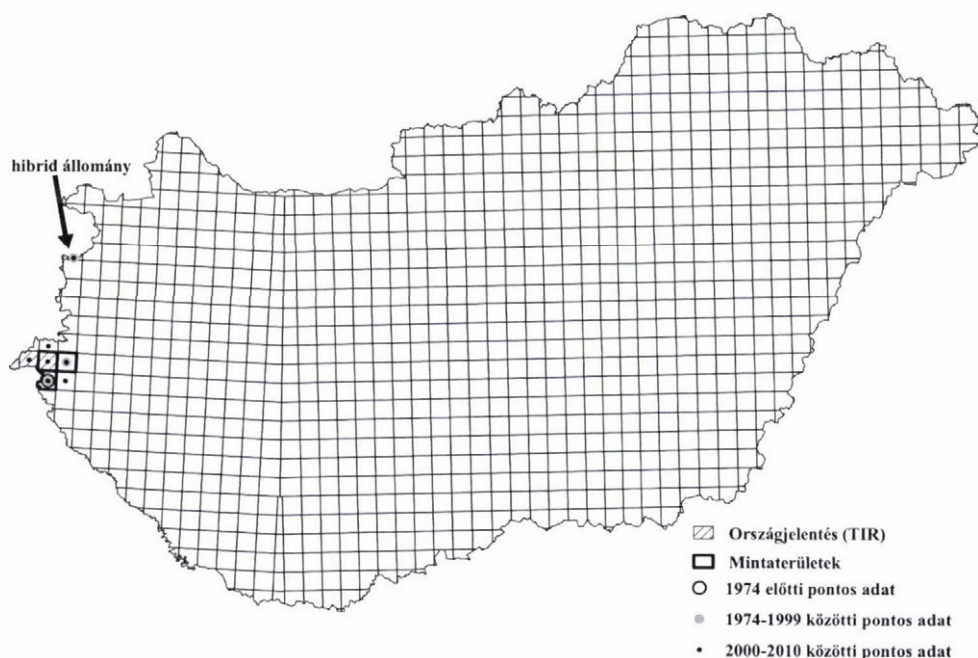
Elterjedési adatok

Az elterjedési adatok elemzésének eredményeit fajonként az 1–3. ábrák szemléltetik. Mindegyik faj esetében egyértelműen megállapítható, hogy az országjelentésben található adatokon túl tekintélyes mennyiségű publikált és nem publikált adat áll rendelkezésre a fajok elterjedési viszonyairól.

A *Triturus carnifex* elterjedése a 2006-os országjelentéshez képest 6 UTM-négyzetre bővült, amelyekhez pontos lelőhelyadat is kapcsolható. A *T. dobrogicus* esetében az ország területét lefedő 1045 UTM-négyzet 18,6%-án pontos lelőhelyadatok alapján bizonyítottan kimutatható a faj. Azon adatokat is figyelembe véve, amelyeket csak az UTM-térképezés

szintjén közöltek az ország területét lefedő négyzetek 26,3%-án, a bizonytalan adatokkal együtt pedig 36,4%-án számolhatunk a faj jelenlétével. A vizsgált három időintervallumban (1974 előtt, 1974–1999, 2000–2010) a pontos lelőhelyadattal rendelkező rekordok megoszlása 13,8%, 27,2%, illetve 60% között alakult.

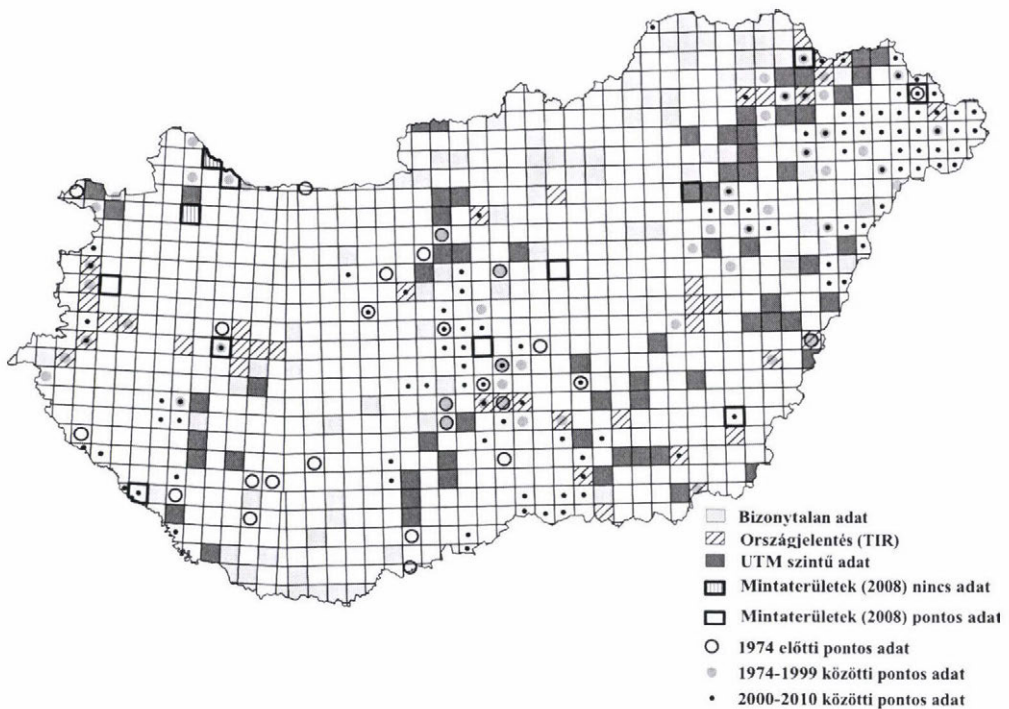
A *T. dobrogicus* kimutatása 10×10 km-es UTM-négyzet szinten, mindhárom vizsgált időintervallumot figyelembe véve egyetlen cellára korlátozódott. 1974-től napjainkig UTM-négyzet szinten 17 cellából vannak folyamatosnak mondható pontos észlelési adataink. PUKY et al. (2005) által közölt elterjedési térképe alapján további 67 UTM-négyzettel bővül a *T. dobrogicus* ismert előfordulása. A 2006-ban készített országjelentés pedig újabb 13 cellában jelezte a *T. dobrogicus* jelenlétét. Pontos lelőhelyadataink 204 település környezetéből ismertek, Fülöpháza térségéből származik mindhárom időintervallumra vonatkozólag pontos észlelés, és további 8 település esetében bizonyítható folyamatos jelenléte a fajnak. Ugyanakkor 4 település körzetében 1974 és 1999 között nincsenek pontos adataink, de előtte és utána viszont regisztrálták ott a fajt. A bizonytalan adatok, amelyek a *T. cristatus*-ra vonatkoznak pontos faji/alfaji megjelölés nélkül és 106 UTM-négyzetet érintenek, az Őrség-Vendvidék kivételével valószínűleg szintén *T. dobrogicus* előfordulások.



1. ábra. A *Triturus carnifex* elterjedési adatai és a monitorozásra kiválasztott mintaterületeknek az UTM-négyzetei.

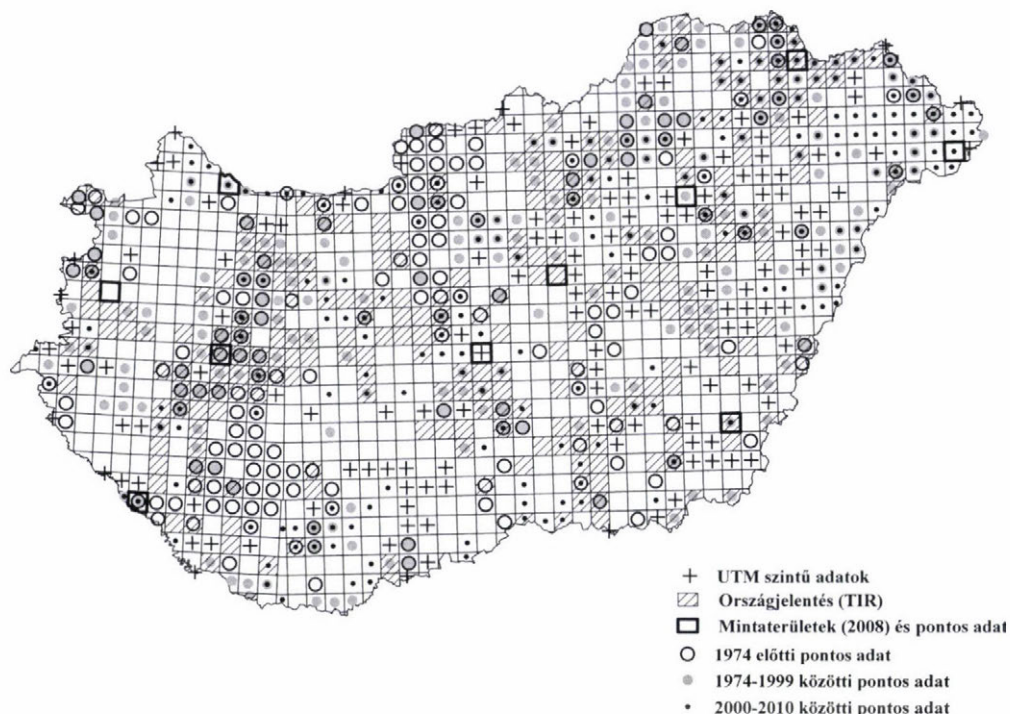
Figure 1. Distribution data of *Triturus carnifex* and UTM squares of the surveyed areas (striped square: data included in the National Report, 2006, bold square: areas selected for the survey, open circle: data collected before 1974, grey circle: data collected between 1974 and 1999, black dot: data collected between 2000 and 2010).

A kapott eredmények alapján a legtöbb hazai elterjedési adat a vöröshasú unkárol van, UTM-szinten ez megközelítőleg 84%-os lefedettséget mutat. A pontos lelőhelyadatok 663 UTM-négyzetre, a pontatlan adatok további 213 UTM-négyzetre vonatkoznak. A gyűjtési, illetve észlelési időponttal és pontos lelőhely adattal rendelkező rekordok 18%-a 1974 előtti vizsgálatok eredményeit tükrözik, 1974 és 1999 közötti időszakban 40% ugyanez az érték, 2000-től napjainkig pedig 32%-ot mutat. A pontos lelőhely- és észlelési dátummal rendelkező adatok alapján a fajt 32 UTM-négyzetről mutatták ki mindhárom vizsgált időintervallumban. Ez csupán 3,5%-át fedi le az elterjedési adatoknak. Valamivel több további adat (64, 7,2%) áll rendelkezésre 1974-től napjainkig. A 741 településből, ahonnan pontos lelőhelyadataink, vannak csak 31 esetben származik mindhárom időintervallumból észlelés. Az 1974-től ismert pontos előfordulások alapján további 66 település körzetében bizonyítható a faj folyamatos jelenléte. Érdekes megemlíteni, hogy 29 település körzetében 1974 és 1999 közötti időszakban nem jegyezték fel a fajt, de az előtte és az utána következő időszakból rendelkezésre állnak adatok ezekről a területekről.



2. ábra. A *Triturus dobrogicus* elterjedési adatai és a monitorozásra kiválasztott mintaterületeknek az UTM-négyzetei.

Figure 2. Distribution data of *Triturus dobrogicus* and UTM squares of the surveyed areas (grey square: uncertain or doubtful data, striped square: data included in the National Report, 2006, black square: data are available on UTM level, bold square: areas selected for monitoring, open circle: data collected before 1974, grey circle: data collected between 1974 and 1999, black dot: data collected between 2000 and 2010).



3. ábra. A *Bombina bombina* elterjedési adatainak és a monitorozásra kiválasztott mintaterületeknek az UTM-négyzetei.

Figure 3. The distribution of *Bombina bombina* datapoints plotted on UTM squares and the surveyed areas (plus sign: data available on UTM level, striped square: data included in the National Report, 2006, bold square: areas selected for the survey and species observed in 2008, open circle: data collected before 1974, grey circle: data collected between 1974 and 1999, black dot: data collected between 2000 and 2010).

Az alábbiakban UTM-egységenként adjuk meg a korábbi faunisztikai felmérések eredményeit időbeli csoportosításban (A: –1974, B: 1974–2000, C: 2000–2010 időszak adatai), kiegészítve a 2008-ban elvégzett saját felmérések eredményeivel (vastagítással kiemelve).

Az alpesi tarajosgöte (Triturus carnifex) hazai elterjedése az irodalmi adatok és a vizsgálataink alapján

- WM **99:** Apátistvánfalva: állóvíz (PUKY et al. 2003), Csáfordini, tóka, 2000 (DR); Felsőszőlők: János-hegy (PUKY et al. 2003); Orfalu: állóvíz (Puky et al. 2003), Vasi-Hegyhát, 2002 (MP); Szentgotthárd-Máriaújfalu: Hársas-tó, 2002 (DR), 2003 (DR), 2004 (DR), 2006 (DR).
- XM **08:** Örszentpéter: Bärkas-tó, 1994 (DR), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Galambszér, 1967 (DELY 1971), Galambszér, „tóka”, 1970 (MTM), Keserűszer (TARTALLY et al. 2001), 2001 (MP), (PUKY et al. 2003), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Ø, (VARGA 1991). – **09:** Szakonyfalu: Cigány-rudas, 2003 (DR), 2005 (DR), (VÖRÖS & MAJOR 2007); Szalafő: Felsőszér, 2004 (DR), 2005 (DR), 2006 (DR), Felsőszér, tókák, 2001 (DR), 2002

- (DR), 2003 (DR), Pityerszer (PUKY et al. 2003), 2002 (MP), 2004 (DR), 2005 (DR), 2006 (DR), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Pityerszer, tókák, 2001 (DR), 2002 (DR).); Szentgotthárd-Máriaújfalu: Hársas-tó (VÖRÖS & MAJOR 2007). – **18: Pankasz: Agyagbánya, tó a bánya DK-i részén (2008).** – **19: Hegyhátszentjakab: Vadása-tó (DANKOVICS 1999), (PUKY et al. 2003); Ivánc: Nyíres, 1992 (DR), 1993 (DR), 1994 (DR).**
- XN **00: Nemesmedves: állóvíz (PUKY et al. 2003), belterület, 2002 (VARGA 2003), 2002 (MP).** – **15: Kőszeg (hibrid állomány): Alsó-erdő (TARTALLY et al. 2001), (PUKY et al. 2003).**

A dunai tarajosgőte (Triturus dobrogicus) hazai elterjedése az irodalmi adatok és a vizsgálatunk alapján

- BS **84: Dombóvár: Kapos-völgyi árok, 1958 (MTM).**
- BT **89: Komárom: dunapart, 1959 (MTM).**
- CR **38: Hercegszántó: Klágya, nádas terület, 1957 (MTM), mocsaras terület, 1957 (MTM).** – **69: Katymár: külterület, 2007 (ST).**
- CS **23: Öcsény: Bátaszéki-csatorna, 2006 (KT).** – **24: Tolna: Kapszeg-tó (VÖRÖS & MAJOR 2007).** – **30: Nagybaracska: csatorna környéke, 1958 (MTM).** – **38: Előszállás: Matild-tó, 2006 (KT).** – **48: Dunaföldvár: Matild-tó (VÖRÖS & MAJOR 2007).** – **56: Dunapataj: Szelidi-tó, 1957 (MTM), 1980 (DELY 1987).** – **57: Harta: kenderáztató, 1957 (MTM), 1958 (MTM), Ø, 1980 (DELY 1987).** – **60: Madaras: külterület, 2007 (ST).** – **68: Fülöpszállás: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007).** – **69: Szabadszállás: Kiskunság, 2001 (MP).** – **75: Pirtó: külterület, 2007 (ST).** – **77: Páhi: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007); Tabdi: Ø, 1977 (MTM).** – **78: Izsák: külterület, 2007 (ST), Ø, 1943 (DELY 1987).** – **84: Kiskunhalas: Ø, 1957 (MTM).** – **86: Bócsa: külterület, 2007 (ST).** – **87: Orgovány: Ø, 1960 (MTM), 1961 (MTM), 1962 (MTM), 1978 (MTM).** – **88: Ágasegyháza: tó, 1977 (DELY 1987).** – **89: Fülöpháza: Általános iskola, 1943 (DELY 1987), általános iskola kútja, 1977 (MTM), külterület, 2007 (ST); Kerekegyháza: külterület, 2007 (ST).** – **91: Kelebia: halastó (GASKÓ 2009).** – **92: Öttömös: külterület, 2007 (ST).** – **96: Bugac: tó környéke, 1979 (MTM).** – **97: Bugacpuszta: külterület, 2007 (ST); Jakabszállás: külterület, 2007 (ST).** – **99: Kecskemét: Ø, 1980 (MTM).**
- CT **04: Csákvár: Csikvarjai-rét, 2000 (HÁMORI et al. 2003).** – **12: Agárd: belterület, 2001 (HÁMORI et al. 2003); Dinnyés: Dinnyési-fertő, 1957 (MTM), külterület, 2007 (ST), Velencei-tó, 1958 (MTM).** – **24: Vál: homok-gödörök, 1965 (MTM).** – **33: Baracska: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007).** – **45: Budaörs: Ø, 1965 (MTM).** – **50: Kunszentmiklós: Szikes (KATONA 2007).** – **51: Apaj: külterület (KATONA 2007), 2007 (ST); Dömsöd: Apajpuszta, 1923 (DELY 1987), 1925 (DELY 1987), 1943 (DELY 1987).** – **52: Apaj: Bombatólcsérek (KATONA 2007), külterület (KATONA 2007).** – **56: Budapest: Kelenföld, 1964 (MTM), 1965 (MTM), Lágymányos, Sós-rét, 1960 (MTM), Pesterzsébet, 1957 (MTM), Rómaifürdő, 1958 (MTM), 1959 (MTM), Vajdahunyadvár, vizakna, 1981 (MTM), Városliget, Széchenyi-fürdő, 1957 (MTM).** – **60: Kunadacs: külterület, 2007 (ST).** – **61: Kunpeszér: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007).** – **62: Apaj: külterület (KATONA 2007).** – **63: Bugyi: külterület (KATONA 2007); Ócsa: Felsőbabad, 26-os csatorna (VÖRÖS & MAJOR 2007), Vizes-erdő, 2007 (KI).** – **64: Ócsa: Egresek, 2007 (KI).** – **70: Kunadacs: Szénadűlő (2008).** – **71: Tatárszentgyörgy: külterület, 2007 (ST).** – **72: Dabas: Dabasi erdő, 1977 (DELY 1987).** – **73: Csévharaszt: Ø, 1977 (DELY 1987).** – **77: Gödöllő: Babat, 11. tó, 2007 (KI).** – **84: Monor: Csévharaszt, nyíres, 1968 (MTM).** – **90: Lajosmizse: külterület, 2007 (ST).**
- DS **01: Ásotthalom: Átokházi-tőzegebánya (GASKÓ 2009), Rivó (GASKÓ 2009).** – **11: Mórahalom: Madarász-tó (GASKÓ 2009), Tanaszi-remlyék (GASKÓ 2009).** – **12: Zákányszék: Zákányi-medence (GASKÓ 2001).** – **15: Csengele: Csengelei puszta (GASKÓ 2008).** – **16: Pálmonostora: Péteri-tó, 1980 (DELY 1987), Péteri-tó, akácos, 1980 (MTM), Péteri-tó, nyáras, 1980 (MTM).** – **22: Szeged, Kiskundorozsma: Nagyszék (GASKÓ 2008), Rózsa-laposa (GASKÓ 2008), Subasa (GASKÓ 2008).** – **23: Balástya: Kapitányság (GASKÓ 2008), Kömpöcpuszta (GASKÓ 2008), Őszeszek (GASKÓ 2008).** – **24: Kistelek: Perceli-tanyák (GASKÓ 2008).** – **28: Tiszaalpár: Alpár, 1960 (MTM), külterület, 2007 (ST).** – **35: Baksi-puszta: külterület, 2007 (ST).** – **74: Kardoskút: Fehér-tó (VÖRÖS & MAJOR 2007); Kardoskút-Pusztaközpont: Fehér-tó környéki szikesek, 2001 (KZ-VJ).** – **82: Mezőhegyes: Pitvarosi puszták, 1997 (PUKY 1998).**
- DT **00: Nagykőrös: Nagykőrös-Kecskemét között, országút melletti tócsából, 1957 (MTM).** – **14: Farmos: Nagy nádas (2008).** – **71: Túrkeve: Ecsegpuszta, 1988 (PUKY 1998).** – **85: Kunmadaras: Döghalom, 1974 (MTM), 1975 (MTM).** – **96: Egyek: Fekete-rét, 1998 (MP).** – **88: Tiszabábolna: Tisza-holtmeder (C); Tisza-holtmeder, útmenti kubikgödörök (2008).** – **97: Egyek: külterület, 2005 (ST).**
- DU **67: Aggtelek: Vörös-tó (VÖRÖS & MAJOR 2007).**

- ES 06: Szabadkígyós: 4431. sz. út Szabadkígyós keleti határa és a békéscsabai leágazás közötti szakasz, 2004 (BF), **Kétegyházi árapasztó, csatorna (C)**, Nyest-tanya, csatorna (2008). – 29: Vésztő: Sziladi-láp (PUKY 1998).
- ET 03: Püspökladány: Ágota-pusztá, Farkas-sziget, 1974 (MTM). – 07: Tiszacsege: Nyugati-főcsatorna, Gyökérkút, 1998 (MP). – 08: Újszentmargita: Margitai-erdő, 1974 (MTM), 1975 (MTM), TSZ-tanya, 2000 (MP). – 16: Hortobágy: 33-as út 77–78 km, 2001 (MP), halastó, 1976 (MTM), Máta, Hortobágyi-halastó, 1976 (MTM). – 17: Hortobágy: külterület, 2005 (ST). – 26: Nagyhegyes: 33-as út 82–83 km, 2001 (MP). – 27: Balmazújváros: Darassa, 1974 (MTM), 1976 (MTM), Darassa, akácerdő, 1976 (MTM), Görbehát, Nagyhegyes, Vajdalahosi-erdő, 1976 (MTM). – 40: Biharugra: halastó, 1959 (MTM), Ø, (PUKY 1998). – 53: Gaborján: Bihari-síkság, 2002 (MP). – 54: Hosszúpályi: külterület, 2004 (ST); Konyár: külterület, 2004 (ST). – 56: Debrecen: Erdőpuszta, 1996 (MP), Martinka, 2000 (MP). – 59: Újfehértó: külterület, 1997 (ST). – 63: Pocsaj: külterület, 2004 (ST). – 66: Vámospercs: külterület, 2004 (ST). – 75: Bagamér: külterület, 2004 (ST). – 76: Nyírábrány: külterület, 2004 (ST). – 87: Penészlek: külterület, 2003 (ST). – 89: Nyírbátor: külterület, 1997 (ST); Nyírpilis: külterület, 2003 (ST); Nyírvasvári: külterület, 2001 (ST); Piricse: külterület, 2004 (ST). – 98: Ömböly: külterület, 1999 (ST). – 99: Bátorliget: külterület, 2006 (ST), ősláp, 2001 (MP); Terem: külterület, 2005 (ST).
- EU 13: Bekecs: Muszáj-legelő, 2000 (HEGYESSY 2006). – 22: Tarcál: Kengyel-tó, 1999 (HEGYESSY 2006). – 24: Erdőbénye: Szokolya-tó, 1994 (HEGYESSY 2006). – 33: Balsa: külterület, 1997 (ST); Rakamaz: külterület, 2000 (ST); Szabolcs: külterület, 1999 (ST). – 40: Kálmánháza: külterület, 1995 (ST); Nyíregyháza: Felső-Sima, 2001 (ST). – 41: Nyírtelek: külterület, 2007 (ST). – 43: Gáva-vencsellő: külterület, 1998 (ST); Gávavencsellő: Gyujtava, 2001 (HEGYESSY 2006), Ó-Füzes, 2001 (HEGYESSY 2006), Remete-zugi-Holt-Tisza, 1997 (HEGYESSY 2006); Tiszabercel: külterület, 1997 (ST). – 45: Sátoraljaújhely: Barázdaszél, 2000 (HEGYESSY 2006), **Barázdaszél, Bodrog-holtág (2008)**, Biberc, 1999 (HEGYESSY 2006), Felsőberecki-rév, 2000 (HEGYESSY 2006), Hosszúláz, kavicsbánya-tó, 2000 (HEGYESSY 2006), Hosszú-tó, 2001 (HEGYESSY 2006), Long-erdő, 2000 (HEGYESSY 2006), Ó-Ronyva, 2000 (HEGYESSY 2006), Pap-tó, zsilip, 1979 (HEGYESSY 2006), Vinyik-dűlő, Bodrog árvíz, 1999 (HEGYESSY 2006), Ø, (VÖRÖS & Major 2007). – 51: Nyíregyháza: külterület, 2008 (ST), Manda-bokor, 1987 (ST), Nagyszállás, 1989 (ST), Rozsrét-szőlő, 1987 (ST). – 53: Tiszakarád: külterület, 1997 (ST). – 54: Bodroghalom: Zsidó-homok, 1999 (HEGYESSY 2006). – 55: Karos: Séta-homoki-dűlő, 2005 (HEGYESSY 2006). – 60: Nagykálló: külterület, 2000 (ST). – 61: Apagy: külterület, 2003 (ST); Napkor: külterület, 2003 (ST); Nyírtét: külterület, 2003 (ST). – 62: Székely: külterület, 2003 (ST). – 65: Pálcin: Mágócsi-kastély parkja, 2006 (HEGYESSY 2006). – 70: Máriapócs: külterület, 1999 (ST). – 71: Besenyőd: külterület, 2003 (ST); Levelek: külterület, 2003 (ST); Magy: külterület, 2003 (ST). – 72: Laskod: külterület, 2003 (ST). – 81: Baktalórántháza: külterület, 2002 (ST); Vaja: külterület, 2007 (ST). – 82: Nyírájkó: külterület, 2003 (ST); Petneháza: külterület, 2003 (ST). – 90: Nyírkáta: külterület, 2003 (ST). – 91: Mátészalka: külterület, 2006 (ST). – 92: Olcsva: külterület, 2007 (ST). – 93: Vásárosnamény: külterület, 2007 (ST). – 94: Aranyosapáti: külterület, 1999 (ST); Mátyus: külterület, 1998 (ST); Tiszakerecseny: külterület, 2001 (ST). – 95: Lónya: külterület, 2007 (ST).
- FT 09: Vállaj: külterület, 2006 (ST). – 19: Ura: külterület, 2000 (ST). – 29: Csenger: külterület, 2007 (ST).
- FU 00: Fábánháza: külterület, 2008 (ST); Nagyecsed: külterület, 2008 (ST); Nyírcsaholy: külterület, 2007 (ST). – 01: Géberjén: külterület, 2005 (ST); Kocsord: külterület, 2007 (ST); Tunyugmatolcs: külterület, 2007 (ST). – 02: Gulács: külterület, 2007 (ST); Kérsemlén: külterület, 2006 (ST); Nábrád: külterület, 2007 (ST); Olcsvaapáti: külterület, 2007 (ST); Panyola: külterület, 2007 (ST); Szamosszeg: külterület, 2007 (ST). – 03: Csaroda: Bockerek-erdő, vadászkunyhó, 1966 (MTM), külterület, 2008 (ST); Gelénes: külterület, 2006 (ST); Hete-fejércse: külterület, 2003 (ST); Jánd: külterület, 2006 (ST); **Tákos**: Bockerek, 1967 (MTM), külterület, 2008 (ST), **Bockerek, Szipa csatorna (2008)**, Zsilipes csatorna, 1966 (MTM); Vámosatya: külterület, 2008 (ST). – 04: Barabás: külterület, 2007 (ST). – 10: Ökörítőfülpös: külterület, 2007 (ST); Porcsalma: külterület, 2006 (ST); Szamosújlak: külterület, 2006 (ST); Tyukod: külterület, 2007 (ST). – 11: Cégénydánád: külterület, 2007 (ST); Fehérgyarmat: külterület, 2007 (ST); Fülöpösdaróc: külterület, 2007 (ST); Mánd: külterület, 1999 (ST); Penyige: külterület, 2007 (ST); Zsarolyán: külterület, 2006 (ST). – 12: Kíisar: külterület, 2006 (ST); Kőmörő: külterület, 2004 (ST); Magyar: külterület, 2007 (ST); Tárpa: külterület, 2008 (ST). – 13: Beregdaróc: külterület, 2007 (ST); Márókapi: külterület, 2007 (ST). – 20: Császló: külterület, 2007 (ST); Csegöld: külterület, 2006 (ST); Csengersima: külterület, 2007 (ST); Komlódtótfalu: külterület, 2003 (ST); Pátyod: külterület, 2006 (ST); Szamosangyalos: külterület, 2006 (ST); Szamostatárfalva: külterület, 2006 (ST). – 21: Csaholc: külterület, 2007 (ST); Nemesborzova: külterület, 2007 (ST). – 22: Kölcs: külterület, 2007 (ST); Szatmárcseke: külterület, 2001 (ST); Túrístvándi: külterület, 2007 (ST). – 31: Garbolc: külterület, 2008 (ST); Kishódos: külterület, 2007 (ST); Nagyhódos: külterület, 2007 (ST); Tisztaberek: külterület, 2005

- (ST); Túrricse: külterület, 2006 (ST). – **32:** Botpalád: külterület, 2007 (ST); Magosliget: külterület, 2001 (ST); Sonkád: külterület, 2007 (ST); Uszka: külterület, 2002 (ST).
- XM** **08:** Óriszentpéter: Bárkás-tó, 1994 (DANKOVICS 1995). – **19:** Ivánc: Nyíres, 1992 (DANKOVICS 1995), 1993 (DANKOVICS 1995), 1994 (DANKOVICS 1995). – **24:** Letenye: Murcsák, 2007 (KT). – **25:** Torna-földe: Kerka-völgy, 1967 (MTM). – **34:** Letenye: Murcsák, 2007 (KT), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Murzsáki kis holtág, 2006 (KT), Murzsáki nagy holtág, 2006 (KT). – **42:** Ortilos: Dráva-ártér, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005). – **52:** Gyékényes: Lankóci-erdő, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), (VÖRÖS & MAJOR 2007), **Lankóci-erdő, Égés-tó, égeres láp (2008)**. – **66:** Balatonmagyaród: Pörkölt-sz, 2007 (KT); Zalavár: Hangyálos, 2007 (KT), Zimány, 2007 (KT). – **67:** Sármellék: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007). – **70:** Vízvár: Duics-gödrök, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), Kenderáztató, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), Kis-Duics, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005). – **72:** Somogy-szob: Bördeci-patak, 1955 (MTM), Ø, 1970 (MTM). – **73:** Bojsza: Bojsza-tó, 2003 (PM). – **76:** Vörs: Simon-sziget, 2007 (KT). – **77:** Fenékpuszt: Halász-rét, 2007 (KT); Vörs: Diás-sziget, 2007 (KT), külterület, 1990 (KT).
- XN** **14:** Kőszeg: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007). – **18:** Sopron: Dinnyési-fertő, 1973 (DANKOVICS & VIG 2003), vasúti átjáró, 1973 (DANKOVICS & VIG 2003), Ø, 1973 (DANKOVICS & VIG 2003). – **20:** Nádasd: Gyunác, 2000 (DR); Szarvaskend: Csörmöc menti rétek, 1996 (DR). – **21:** Egyházasharadóc: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007). – **23:** Szombathely: Gyöngyöshermán, kavicsbánya-tó, 1996 (DR). – **24:** Tömörd: Kis-tó, 2000 (DR), Nagy-tó, 1987 (DR), (DANKOVICS 1999); Vasasszonyfa: Kubikgödör, 1996 (DR). – **27:** Balf: Fertőboz, műút (KÁRPÁTI 1988). – **38:** Sarród: Fertő, Borsodi, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő, Cikes, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő, Körgát, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő, Körgát, manőverút, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő, Öregdomb, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő, Üregdomb, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003). – **41:** Alsóújlak: Szentgyházi víz, 1995 (DR). – **79:** Lébény: Figurák, 1999 (DR). – **90:** Őcs: Nagy-tó, 1999 (PM), (VÖRÖS & MAJOR 2007), **tó K-i és NY-i oldala (2008)**. – **91:** Ajka: Csinger-völgy, 1960 (MTM). – **99:** Ásványráró: ártér, 1994 (GUBÁNYI 2010), Patkányos és Ásványráró között, 1993 (MTM); **Győrzámoly:** Patkányos, ártér, 1994 (GUBÁNYI 2010), **Patkányos, ártér (2008)**.
- XP** **71:** Dunasziget: Cikolasziget, 1993 (MTM), Cikolasziget, ártér, 1994 (GUBÁNYI 2010).
- YM** **11:** Szentlászló: agyaggödör, 1954 (MTM). – **13:** Kaposszerdahely: Tökaji halastó, 1955 (MTM); Kaposvár: Cseri-hegy, homokbánya, 1955 (MTM). – **17:** Látvány: Látványi Pusztá (LANSZKI & NAGY 2003). – **19:** Tihany: Külső-tó, 2005 (VJ), 2006 (VEJ), (VÖRÖS & MAJOR 2007). – **23:** Szentbalázs: Surján-patak, 1952 (MTM).
- YN** **09:** Nagybajcs: hullámtér, 1994 (GUBÁNYI 2010). – **19:** Gönyű: Lötér, kubikgödör, 2000 (DR).

A vöröshasú unka (Bombina bombina) hazai elterjedése az irodalmi adatok és a vizsgálatunk alapján

- BR** **67:** Kisszentmárton: külterület, 2005 (BL). – **87:** Drávaszabolcs: Ø, 1996 (MME); Gordisa: Dázsonyi-tó, 1996 (MAJER 1998), Ø, 1996 (MME); Matty: Ø, 1996 (MME). – **88:** Harkány: Máriagyüdi lefolyó, 1957 (MTM). – **97:** Alsószentmárton: Ø, 1996 (MME); Egyházasharadóc: Ø, 1996 (MME); Kásád: Ø, 1996 (MME); Kistapolca: Ø, 1996 (MME); Old: Ø, 1996 (MME); Siklósnagyfalu: Ø, 1996 (MME).
- BS** **61:** Hetvehely: Bükkösdíviz, 2004 (MME). – **70:** Cserkút: külterület, 2005 (BL), pellérdi réte, 2005 (MME); Kövágószőlős: Jakab-hegy, 1959 (MTM). – **71:** Abaliget: Abaligeti tó, 2006 (MME). – **73:** Csoma: vizes rét, 1953 (MTM). – **74:** Attala: Attala, malomárok, 1953 (MTM), kenderáztató, 1953 (MTM), malomárok, 1953 (MTM), rét, kenderáztató, 1953 (MTM). – **80:** Pécs: hőerőmű-zagytavak, 1993 (MME), Lapis, gyertyános-bükkös, 1990 (MTM), Mély-völgy, az Eta-forrástól kb. 200 m-re, 1965 (MTM), Nagy-mély-völgy, Mecsek-forrás (TRÓCSÁNYI et al. 2007), Zsolnay gyár környéke, vízenyős rét, 1965 (MTM), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – **81:** Komló: Mánfa, Sikonda-fürdő forrás, 1961 (MTM), Ø, 2006 (MME); Örfű: cca. 300 m, 1957 (MTM), Örfűi-tó, Hermann Ottó-tó, 1990 (MME), Ø, 1957 (MTM); Pécs: Árpád-tető, Tripammer-fa (TRÓCSÁNYI et al. 2007). – **84:** Dombóvár: Kapos-völgy, 1957 (MTM), Kapos-völgy, vízenyős rét, 1957 (MTM). – **89:** Ádánd: Ø, 1953 (MTM); Balatonszabadi: Sóstó, 1957 (MTM). – **90:** Berkesd: külterület, 2005 (BL); Ellend: külterület, 2005 (BL); Hásságy: külterület, 2005 (BL). – **91:** Hosszúhetény: Ellendi-patak völgye, 2000 (MME); Pécsvárad: Dombay-tó, szilágypusztai halastavak, 1999 (MME). – **92:** Magyaregregy: Hidas-völgy, 1959 (MTM), Lapos-völgy, 2002 (MME), Mária-völgy, 1959 (MTM). – **93:** Lengyel: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – **96:** Regöly: halastavak, 1999 (MME); Tamási: Ø, 1999 (MME). – **98:** Mezőkomárom: Sió, 2002 (HÁMORI et al. 2003).

- BT 71: Balatonalmádi: Köcsi-tó, 1980 (ILOSVAJ 1985); Káptalanfűred: Ø, 1977 (SIPOS 1986), 1977 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1977 (MARIÁN 1988), 1977 (ILOSVAJ 1985). – 73: Tés: Csószpuszta, 1972 (MARIÁN 1988); Várpálot: Hamuház, 1972 (SIPOS 1986), 1972 (ILOSVAJ & SZITTA 1980). – 74: Jásd: Kőbánya-forrás völgye, 1995 (BARTA 2000). – 75: Súr: mocsár, 1979 (MARIÁN 1988). – 79: Koppánymonostor: Holt-Duna, 2007 (KT), Monostori-sziget, 2007 (KT). – 81: Balatonakarattya: strand, 1979 (MARIÁN 1988), 1979 (ILOSVAJ 1985), Ø, 1979 (SIPOS 1986). – 83: Isztimér: Klára-kút, 1995 (BARTA 2000). – 84: Bakonyecsmeye: Doró-hegy ÉNy-i oldal, 1995 (BARTA 2000), Szarvas-bükk Gaja-völgyi alja, 1995 (BARTA 2000); Mór: Móri-víz, 2002 (HÁMORI et al. 2003). – 85: Mór: halastó a Tárnoki-erdő ÉNy-i oldalán, 1995 (BARTA 2000). – 89: Komárom: Koppánymonostor-sziget, 1963 (MTM); Szőny: Dunapart, 2007 (KT). – 92: Nádasdladány: Sárviz, 2002 (HÁMORI et al. 2003); Sárkeszi: Felsőtartját-árok, 2003 (HÁMORI et al. 2003). – 93: Iszkaszentgyörgy: Cicemalom halastavai, 1994 (BARTA 2000); Nádasdladány: Ladányi-rét, 2003 (HÁMORI et al. 2003). – 94: Balinka: Kisgyónbánya tava, 1995 (BARTA 2000); Bodajk: belterület, 1999 (HÁMORI et al. 2003), Móri-víz, 2003 (HÁMORI et al. 2003); Csókakő: Ø, 1999 (MME); Fehérvárcsurgó: Csurgói-tározó, 2003 (HÁMORI et al. 2003). – 96: Dad: Ø, 1999 (MME). – 97: Kocs: Ø, 1999 (MME). – 98: Tata: Fényes-fürdő TT, 2008 (MOCSI 2009), fürdő mögött, 1963 (MTM), Tóváros, 1959 (MTM), Ø, 1959 (MTM), 1999 (MME).
- CR 07: Beremend: Ø, 1996 (MME). – 08: Töttös: külterület, 2005 (BL). – 18: Majs: külterület, 2005 (BL). – 19: Lánycsók: külterület, 2005 (BL). – 29: Kolked: Bok, kubikgödör, 1990 (MAJER 1992b), 1991 (MAJER 1992b), Macskalyuk, 1990 (MAJER 1992b), 1991 (MAJER 1992b), Ø, 1997 (MME); Ráskó: árok, 1990 (MAJER 1992b), 1991 (MAJER 1992b). – 39: Hercegszántó: Budzsák és befolyói, 1990 (MAJER 1992b), 1991 (MAJER 1992b), Karapancsa, 1957 (MTM). – 69: Katymár: külterület, 2007 (ST).
- CS 00: Maráza: legelő (PUKY 1998). – 01: Fazekasboda: külterület, 2005 (BL); Zengővárkony: Vadalma-völgy, 2002 (MME). – 02: Mecsek-nádasd: Réka-völgy, 1994 (MME). – 12: Bataapáti: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007). – 18: Rétszilás: Mezőföld, 2000 (HÁMORI et al. 2003), Rétszilasi-halastavak, 2003 (HÁMORI et al. 2003). – 19: Hatvanpuszta: Malom-csatorna, 2003 (HÁMORI et al. 2003); Nagyhorcsókpuszta: Malom-csatorna, 2003 (HÁMORI et al. 2003), Sárviz, 2003 (HÁMORI et al. 2003); Sárhatvan: Malom-csatorna, 2003 (HÁMORI et al. 2003). – 23: Öcsény: Bátaszéki-csat, 2006 (KT). – 30: Dunafalva: Ø, 1975 (MTM); Nagybaracska: Tischeri-erdő, 1957 (MTM). – 38: Dunaföldvár: Halastó, 2006 (KT). – 48: Előszállás: Matild-tó, 2006 (KT). – 57: Harta: kenderáztató, 1957 (MTM), Nagykékes, Nagyrét, 1998 (MME), Ø, 1968 (DELY 1987). – 58: Dunatétlen: Sós-ér, 1998 (MME). – 60: Madaras: külterület, 2007 (ST). – 65: Kecel: Keceli Öreg, 1988 (MME). – 68: Fülöpszállás: Ø, 1979 (DELY 1987). – 69: Szabadszállás: Kiskunság, 2001 (MP), Ø, 1979 (DELY 1987). – 72: Jánoshalma: gazdaság környéke, 1962 (MTM), Ø, 1968 (DELY 1987). – 73: Kunfehértó: Kunfehértó (MARIÁN 1968), Ø, 1968 (DELY 1987). – 75: Pirtó: külterület, 2007 (ST). – 77: Tabdi: Ø, 1977 (DELY 1987). – 78: Izsák: Kolon-tó, 1978 (MTM), 1979 (DELY 1987), 1999 (DR), Kolon-tó, keleti part, 2002 (DR), külterület, 2007 (ST). – 81: Tompa: szeretetotthon környéke, 1962 (MTM). – 84: Kiskunhalas: Ø, 1957 (MTM). – 86: Balázs: külterület, 2007 (ST); Böcsa: külterület, 2007 (ST), Ø, 1957 (MTM), 1964 (MTM), 1979 (DELY 1987). – 87: Orgovány: Ø, 1959 (MTM), 1977 (MTM), 1978 (DELY 1987). – 89: Fülöpháza: külterület, 2007 (ST), Ø, 1979 (DELY 1987); Kerekegyháza: külterület, 2007 (ST). – 91: Kelebia: halastó (GASKÓ 2009). – 92: Öttömös: külterület, 2007 (ST). – 93: Pusztamérges, láperdő (GASKÓ 2001). – 96: Bugac: a csárda felé vezető úton, 1970 (MTM), Bugac, a lovasbemutató környéke, csatorna partja, 1979 (MTM), lovasbemutató környéke, csatorna partja, 1979 (MTM), Ø, 1970 (MTM), 1977 (DELY 1987). – 97: Bugacpuszta: külterület, 2007 (ST); Jakabszállás: külterület, 2007 (ST).
- CT 00: Soponya: Soponyai-halastó, 1991 (HÁMORI et al. 2003). – 02: Szabadbattyán: Malom-csatorna, 2002 (HÁMORI et al. 2003); Székesfehérvár: Sárrét, 2002 (HÁMORI et al. 2003). – 05: Csákvár: Csikvarsai-rét, 1998 (HÁMORI et al. 2003), 2000 (HÁMORI et al. 2003), Ø, 1999 (MME); Gánt: Ø, 1999 (MME). – 11: Aba: Sárviz, 2002 (HÁMORI et al. 2003); Seregélyes: Mezőföld, 2002 (HÁMORI et al. 2003). – 12: Agárd: Ø, 1997 (MME); Dinnyés: Dinnyési Fertő, 1957 (MTM), 1997 (MME), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Dinnyési Fertő, 1995 (HÁMORI et al. 2003), 1996 (HÁMORI et al. 2003), 2001 (HÁMORI et al. 2003), Dinnyési-kutatóház, 1998 (HÁMORI et al. 2003), halastavak, 1997 (MME), külterület, 2007 (ST), Velencei-tó, 2003 (HÁMORI et al. 2003); Gárdony: Dinnyési-kutatóház, 1998 (MP); Seregélyes: Mezőföld, 2002 (HÁMORI et al. 2003). – 13: Pákozd: Velencei-hegység, 1996 (HÁMORI et al. 2003). – 18: Bajna: Nagy-Pisznice, 1958 (MTM). – 23: Kápolnásnyék: Bágyom-ér, 2002 (HÁMORI et al. 2003); Velence: Velencei-tó, 2002 (HÁMORI et al. 2003). – 24: Vái: homokgödörök, 1965 (MTM). – 29: Tát: Körtvélyesi-sziget, 2007 (KT), Nyáros-sziget, 2007 (KI), Tái-sziget, 2007 (KT-KI). – 35: Biatorbágy: Bia-tó környéke, 1972 (MTM). – 38: Kesztlőc: Klastrom-tó (SZABÓ 1956). – 39: Esztergom: Kerek-tó (SZABÓ 1956), legelő, 1953 (MTM), Sódoros-tó, 2007 (KT). – 40: Dunaujváros: Ø, 2003 (MTM), (VÖRÖS & MAJOR 2007). – 43: Budapest: Csepel-sziget (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1925). – 44: Halásztelek: kubikrendszer (PUKY 1998), mocsarak (PUKY 1998); Szigetalom: Ø, (FEJÉRVÁRY-

- LÁNGH 1943). – 45: Érd: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 46: Budapest: Farkas-völgy (SZABÓ 1960). – 47: Csobánka: Tó-lak (VÖRÖS & MAJOR 2007); Solymár: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 48: Pilisszentlászló: Alsó Hosszúréti (MTM), Papréti-tó, 500 m, 1957 (MTM), Papréti-tó, 500 m, 1957 (MTM), Szarvasszérú, 1956 (MTM); Pomáz: Csikóvári-tó, Tólak, 1998 (KT), Nagy-Csikóvári-tó, 1957 (MTM), Pomáz és Szentendre között, 1957 (MTM), Pomáz-Szentendre közötti vasútvonal melletti tócsából, 1957 (MTM). – 49: Pilismarót: Deák-tó (SZABÓ 1956), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 50: Kunszentmiklós: Szikes (KATONA 2007). – 51: Apaj: külterület, 2007 (ST), (KATONA 2007); Apaj-pusztá: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Dömsöd: Apajpuszta, 1943 (DELY 1987). – 52: Apaj: Apajpuszta (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1925), Bombatólcsérek (KATONA 2007), külterület (KATONA 2007), volt halastavak és környéke, 1997 (MME). – 54: Szigetszentmiklós: Csepel-sziget, Szigetszentmiklóstól délre, 1958 (MTM). – 56: Budapest: Aquincum (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Budafok (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Budaörs, 1965 (MTM), III. ker., 1962 (MTM), Kelenföld, 1964 (MTM), Lágymányos (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Mátyásföld, repülőtér, tócsa, 1958 (MTM), Nagytétény (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Rákospataki, Rákospatak mellett, 1958 (MTM), Rákospatak (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1925). – 57: Budakalász: sóderbánya, 1972 (MTM); Budapest: Csillaghegy, 1960 (MTM), Cötés-tó (SZABÓ 1956); Pomáz: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 58: Leányfalu: Cservölgyi-tó (SZABÓ 1956), Csikós-tó, 1952 (MTM), Nyerges-hegy (SZABÓ 1956), Pilis-hegység, Sztrádova-völgy, 2005 (MTM), Rekettyés-tó (SZABÓ 1956), Vörös-kő, Rekettyés-tó, 1960 (MTM); Pilis: Kőhegy, turistaház mögött, 2000 (MME), Ø, 1999 (MME); Szentendre: Csikóvári-tavak (SZABÓ 1956), János-tó, 2007 (KT), Mátyás-hegy Dél, Hosszú-rét, 1958 (MTM); Visegrád: Pap-rét, 2007 (KT). – 59: Kismaros: Csömöle-völgy (SZABÓ 1960), Kismarosi-sziget, 2007 (KT); Kisoroszi: Ø, 1960 (MTM); Verőce: Kögeszteri-sziget, 2007 (KT); Verőce (NÖGRÁDVERŐCE): Ø, (SZABÓ 1960). – 60: Kunadacs: külterület, 2007 (ST). – 63: Bugyi: külterület (KATONA 2007), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Ócsa: Felsőbabád, 1923 (DELY 1987), Ø, 1958 (MTM). – 65: Budapest: Balázs-tó, 1994 (MP), Matáv-tó, 1994 (MP). – 66: Budapest: Ø, 1998 (MME). – 67: Kerepes: Ø, 1998 (MME). – 68: Göd: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 70: Kunadacs: Szénadűlő (2008). – 71: Tatárszentgyörgy: külterület, 2007 (ST). – 72: Dabas: akna, 1923 (DELY 1987). – 76: Gödöllő: Állami telepek, 2000 (MME), Dabasi-tavak, 2000 (MME), halastavak, 1999 (MME); Isaszeg: Rákospatak, 1998 (MME), Rákospatak, 1997 (MME), 1998 (MME), Tőzeg-tavak, 1998 (MME), 2000 (MME), tőzegtelep, 1999 (MME). – 77: Gödöllő: Babatpuszta, 1998 (MME), belterület, 1998 (MME), Úrréti-tó, 2000 (MME), Ø, 1998 (MME); Szada: Ivacsok, 2006 (SZV); Veresegyház: Ø, 1957 (MTM). – 83: Monor: Cservharaszt, 1968 (MTM), Csévharaszt, nyíres, 1968 (MTM), Nyíres, 1977 (DELY 1987). – 85: Isaszeg: Felső-Tápió, 1998 (MME); Sülysáp: halastó, 1997 (MME), 2007 (SZV). – 86: Isaszeg: Belterület, erdő, 1998 (MME), erdőterület, 1999 (MME), Felső-Tápió forrásvidéke, 1997 (MME), Kis-tó, Szentgyörgyi erdő, 1997 (MME), külterület, 2000 (MME), Szentgyörgyi-erdő, 1998 (MME); – 87: Domony: Domonyvölgy-horgásztó, 1997 (MME), Domonyvölgyi tavak, 2000 (MME). – 90: Lajosmizse: külterület, 2007 (ST). – 95: Nagykáta: halastavak, 1998, 1999, 2000 (MME). – 96: Dány: horgászto, 1998 (MME). – 97: Galgahévíz: Galgahévíz és környéke, 1999 (MME).
- CU 31: Nagybörzsöny: Farkas-völgy, 1960 (MTM). – 40: Kismaros: Csömöle-völgy, 1960 (MTM); Szokolya: Király-rét, Búdós-tó (SZABÓ 1960). – 41: Kemence: Kemence-patak völgye (SZABÓ 1960). – 42: Bernecebaráti: Nagy-völgy, 1958 (MTM); Hont: Ipoly melletti „patak fele”, 1992 (MTM). – 50: Verőce: Ø, (SZABÓ 1960). – 51: Diósjenő: Kemence-völgy, 1958 (MTM), Kemence-völgy, Závaz-nyereg, bombatólcsér, 1958 (MTM), Nagy-Gálrét, 1959 (MTM), Szénás-hegy, Lajosforrás, 1960 (MTM); Diósjenő: Görbe-patak (SZABÓ 1960). – 52: Drégelypalánk: Dobogó-magashérc, Kútberék, Rákász-patak, 1958 (MTM), Kútberék (SZABÓ 1960), 1961 (MTM), Rákász-patak völgye (SZABÓ 1960); Hont: Alsó- és Felső-Riadó-tó (SZABÓ 1960), Köpő-kút (SZABÓ 1960), Szedres-kút (SZABÓ 1960); Nagyoroszi: Oszlop-kút és Deszkás-pusztá között (SZABÓ 1960). – 60: Romhány: Kéthodony és Romhány között, 1957 (MTM), Ø, 1957 (MTM), 1964 (MTM). – 70: Kéthodony: Kéthodony és Romhány között, 1957 (MTM), Ø, 1961 (MTM). – 71: Kiscset: készülő halastó, 1971 (MTM); Sente: készülő halastó, 1971 (MTM). – 90: Kozárd: Barát-hegy, 1976 (SOLTI & VARGA 1988a).
- DS 01: Ásotthalom: Átokházi-tőzgebánya (GASKÓ 2009), Rívó (GASKÓ 2009), Ø, (GASKÓ 2009). – 11: Mórahalom: Csipak-semlyék (GASKÓ 2009), Madarász-tó (GASKÓ 2009), Tanaszi-semlyék (GASKÓ 2009). – 12: Zákányzék: Zákányi-medence (GASKÓ 2001). – 15: Csengele: Csengelei pusztá (GASKÓ 2008). – 22: Szeged, Kiskundorozsma: Nagyszék (GASKÓ 2008), Rózsa-laposa (GASKÓ 2008), Subasa (GASKÓ 2008). – 23: Balástya: Kapitányság (GASKÓ 2008), Kömpöc-pusztá (GASKÓ 2008), Őszeszek (GASKÓ 2008); Zsombó: Ø, 1957 (MTM). – 24: Kistelek: Perceli-tanyák (GASKÓ 2008). – 25: Kistelek: Ø, 1962 (MTM). – 26: Tömörkény: Csaj-tó, 1997 (MME). – 28: Tiszaalpár: külterület, 2007 (ST); Tiszazug: ártér (MARIÁN 1963). – 29: Lakitelek: Töserdő, 1925 (DELY 1987), 1958 (MTM); Lakitelek-Töserdő: ártér (MARIÁN 1963). – 32: Algyő: ártér (MARIÁN 1963); Gyála: ártér (MARIÁN 1963); Mihálytelek: ártér (MARIÁN 1963); Szeged:

- ártér (MARIÁN 1963), Deszk (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1925), Kecskételepi-Holt-Tisza (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Tisza-Maros torkolat, 1993 (GASKÓ 1999), Tiszamenti kubikgödörök (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Újszegedi park (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Vetyehát, 1993 (GASKÓ 1999); Tápé: ártér (MARIÁN 1963); Vesszős: ártér (MARIÁN 1963). – 35: Baksi-pusztá: külterület, 2007 (ST). – 37: Csongrád: ártér (MARIÁN 1963). – 44: Mártély: ártér (MARIÁN 1963), Körtvélyesi-Holt-Tisza (MARIÁN 1963). – 46: Szentes: Derekegyház és Szentes között, 1963 (MTM), Derekegyház és Szentes között, 1963 (MTM), Derekegyház és Szentes között, közvetlenül Szentes előtt, 1963 (MTM). – 48: Kunszentmárton: Ø, (PUKY 1998). – 51: Makó: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Rákos: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 57: Cserebökény: Olajiszap tározó (PUKY 1998), Terehalmi gyepek, 2006 (BG), Terehalmi mocsarak, 2006 (BG); Kájánújfalu: Reketyés-rét, 2006 (BG). – 58: Józsefszállás: őszi csatorna (PUKY 1998), szivattyútelep (PUKY 1998). – 62: Makó: Blaskovics pusztá, 2000 (MTM). – 63: Földeák: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 67: Eperjes: Veress Zoltán-pusztá, 2006 (BG). – 69: Szarvas: Reketyés-rét, 2006 (BG), Terehalom, 2006 (BG), Veker-ér, 2006 (BG), Veress Zoltán pusztá, 2006 (BG). – 71: Nagylak: bányatavak (PUKY 1998). – 74: Kardoskút: Fehértó, 1965 (MARIÁN 1966), Fehértó környéke, 2007 (BG), Kutasi gyepterület (PUKY 1998); Kardoskút-Pusztaközpont: Fehértó környéki szikesek, 2001 (KZ-VJ). – 76: Orosháza: Pusztaszenttornya (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 82: Mezőhegyes: Pitvarosi puszták (PUKY 1998).
- DT 00: Nagykőrös: Nagykőrös-Kecskemét között, országút melletti tócsa, 1957 (MTM). – 02: Cegléd: Gyümölcs és Disznóvénnyé Kutató Intézet, 1976 (MTM). – 09: Apc: Kopasz-hegy, 1977 (SOLTI & VARGA 1981); Rózsaszentmárton: Ø, 1980 (SOLTI & VARGA 1981); Szurdokpuszpöki: Ø, 1977 (SOLTI & VARGA 1981). – 14: Farnos: Nagy nádas, csatorna (2008), Nagy nádas, Kékhegy-tanösvény (2008). – 15: Jászberény: Hajta (SOLTI & VARGA 1988a). – 17: Csány: Szarvagy-patak, 1976 (SOLTI & VARGA 1981). – 18: Atkár: Margit-kút (SOLTI & VARGA 1981), (VARGA 1987), Rédei-Nagy-patak, 1986 (VARGA 1987); Gyöngyöshalász: Encsiláb-dűlő, 1986 (VARGA 1987), tó, 1986 (VARGA 1987); Hort: Szarvagy-patak, 1976 (SOLTI & VARGA 1981). – 19: Gyöngyöspata: Ø, 1976 (SOLTI & VARGA 1981), 1977 (SOLTI & VARGA 1981). – 26: Jászapáti: Nagyszállás, 1989 (ST). – 28: Adács: árok, 1982 (VARGA 1987), Jászság, 2001 (MP), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1925), (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), Külső-Mérges-patak, 1982 (VARGA 1987); Gyöngyöshalász: víztározó, 1976 (SOLTI & VARGA 1981). – 29: Abasár: Pipis-hegy, kis tavacska az erdőszél közelében, 1977 (SOLTI & VARGA 1988b), Sár-hegy lába, 1976 (SOLTI & VARGA 1981), 1976 (SOLTI & VARGA 1988b), Szt. Anna-tó, 1976 (SOLTI & VARGA 1988b), 1977 (SOLTI & VARGA 1981), 1977 (SOLTI & VARGA 1988b), 1988 (SOLTI & VARGA 1988b); Diósjenő: Szent-hegy, Lajos-forrás (SZABÓ 1960); Mátrafüred: üdülők, 1991 (VARGA 1995); Gyöngyös: Nyolcvanas, 1977 (SOLTI & VARGA 1981), Szurdokpart, a 3-as műút mellett, 1977 (SOLTI & VARGA 1988b), Szurdokpart, bányató, 1977 (SOLTI & VARGA 1988b); Gyöngyössolymos: TSZ tanya árka, 1999 (MP). – 31: Tiszavárkony: ártér (MARIÁN 1963). – 32: Szolnok: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1925), (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 33: Szászberény: Zagyva (SOLTI & VARGA 1988a). – 36: Jászapáti: Jászság, 2001 (MP). – 37: Tamaméra: belterület, 2001 (MP). – 38: Detk: Nyiget-patak, 1983 (VARGA 1987), Tamóca-völgy, 1991 (VARGA 1995). – 39: Markaz: Hátra-patak, 1977 (SOLTI & VARGA 1981), Markazi-víztározó, 2001 (MP); Vécs: Balpuszpöki-pusztá, 1991 (VARGA 1995). – 40: Vezseny: ártér (MARIÁN 1963). – 42: Szajol: ártér (MARIÁN 1963); Tiszapüspöki: ártér (MARIÁN 1963). – 44: Besenyszög: Millér (SOLTI & VARGA 1988a). – 45: Jászkisér, külterület (TISZÁNTÚLI Természetvédelem Társulata 2009b). – 47: Heves: Ø, 1999 (MME). – 49: Verpelét: Szőlő-patak, 2001 (MP). – 53: Nagykőrű: Ø, 1970 (MTM). – 56: Hevesvezekevény: Rakottás, 2005 (PA); Tamaszentmiklós: Ø, 1985 (SOLTI & VARGA 1988a). – 65: Abádszalók: ártér (MARIÁN 1963). – 66: Kisköre: Tisza-part, 1976 (SOLTI & VARGA 1988a). – 68: Poroszló: Laskó-patak, 2001 (MP). – 71: Túrkeve: Bokrosi kiöntés, 1988 (PUKY 1998), Ecsegpusztá (PUKY 1998). – 75: Abádszalók: Holt-Tisza, 1957 (MTM). – 76: Tiszaderzs: ártér (MARIÁN 1963). – 81: Túrkeve: belterület, 1999 (MP). – 82: Kisújszállás: Ø, 1999 (MME). – 83: Kisújszállás: Csivak, 1999 (MME). – 85: Kunmadaras: Kunmadarasi-pusztá, 1974 (MTM), 1975 (MTM), (DELY 1981), Kunmadarasi-pusztá, nádas, 1974 (MTM). – 88: Angyalka: Ø, 1998 (MME); Tiszababolina: Tisza-holtmeder (2008), Tisza-holtmeder, útmelől kubikgödörök (2008). – 89: Gelej: Csúnya-fenek, 2000 (MME), Füzesháti tanya, 2000 (MME); Mezőnagymihály: Kiszely-tanya-Kisstanya, 1999 (MME), Nagyecser, 1999 (MME), Nagyecser, Solyás-tanya, legelő, 1999 (MME), Ökörtő-Nagytanya, 1999 (MME), Zöldhalom-Sóstó, 1999 (MME), Ø, 2000 (MME). – 90: Dévaványa: tűzoktelep (PUKY 1998). – 91: Dévaványa: Csordajárás, 1998 (MME). – 92: Ecsegfalva: Gyilkoszug (PUKY 1998), Hortbágy-Berettyó csatorna, 1976 (SOLTI & VARGA 1988a). – 95: Nagyiván: Ø, 1986 (MME). – 96: Nagyiván: Nagyiváni-pusztá (DELY 1981), Nagyiváni-pusztá, nádas, 1974 (MTM), Ø, 1974 (MTM), 1976 (MTM). – 97: Egyek: Kis-jusztus, 1998 (MP), külterület, 2006 (ST), Ohat, Ohati-erdő, 1957 (MTM), 1976 (MTM), (DELY 1981), Ø, 1991 (MME). – 99: Mezőcsát: Alvégi-legelő, Sulymos csat., 2000 (MME), Erdő-szög, Felvégi-legelő, 2000 (MME), Galambos út, 2000 (MME); Tiszakeszi: ártér (MARIÁN 1963).

- DU 00: Gyöngyöspata: Am-patak-völgye, 1976 (SOLTI & VARGA 1981); Hasznos: Kövicses-patak-völgye, 1976 (SOLTI & VARGA 1981); Pásztó: Városerdő, 1977 (SOLTI & VARGA 1981); Szurdokpuszti: Filmes-tanya, 1977 (SOLTI & VARGA 1981), Istenfestő lába, 1977 (SOLTI & VARGA 1981), kovaföldbánya, 1977 (SOLTI & VARGA 1981), Szurdokvölgy, 1977 (SOLTI & VARGA 1981). – 01: Mátraverebély: Kis-tó, 1976 (SOLTI & VARGA 1988a), Szentkút, 1976 (SOLTI & VARGA 1988a); Pásztó: strand, 1976 (SOLTI & VARGA 1981); Sámsonháza: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007); Tar: Sámsonháza (VÖRÖS & MAJOR 2007), vasútállomás, 1977 (SOLTI & VARGA 1981). – 11: Abasár: Terendel-patak, 1977 (SOLTI & VARGA 1981); Bátortereny: Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007); Dorogháza: Újtelep, Zagyva, 1976 (SOLTI & VARGA 1981); Kisterenye: Zagyva, 1976 (SOLTI & VARGA 1981). – 12: Kisterenye: Kazár-patak, 1976 (SOLTI & VARGA 1988a). – 20: Parádfürdő: Pisztrángos-tó, 1960 (MTM), 1967 (MTM), 1969 (MTM), 1970 (MTM), 1971 (MTM), Ø, (VÖRÖS & MAJOR 2007). – 30: Kislána: műút, 1986 (VARGA 1995), tó, 1977 (SOLTI & VARGA 1981); Parád: Sándorréti-tó, 1971 (SOLTI & VARGA 1981); Parádfürdő: Köves-patak, 1977 (SOLTI & VARGA 1981); Sirok: Nyírjes-tó, 1960 (MTM). – 31: Mátraderecske: gyógyfürdő, 1977 (SOLTI & VARGA 1981); Recsk: Búzás-völgyi-vízátározó, 2001 (MP); Sirok: Nyírjes-tó, 1986 (VARGA 1995). – 40: Egerszalók: Szalóki-völgy, 1986 (SOLTI & VARGA 1988a); Egerszalók: Árpád úti tó, 2001 (MP); Verpelét: Várhegy, 1977 (SOLTI & VARGA 1981). – 41: Egerbakta: faluszél, 1986 (SOLTI & VARGA 1988a); Sirok: Darnó, 1984 (VARGA 1995). – 50: Eger: Melegvizek, 1950 (LUKÁCS 1956), 1958 (DELY 1996), Nagy-Eged, Kis-Tiba, 1997 (MME). – 51: Eger: Ø, 1998 (MME); Felnémet: Pásztor-völgy, Rizskásamalom, 1997 (MME); Felsőtárkány: Szika-forrás, Vashánya tető, 2000 (MME), Vár-hegy, Síkfőkút, Avas-hegy, 1997 (MME), Ø, 1942 (DELY 1996), 2000 (MME); Felsőtárkány: Ø, (VÁSÁRHELYI 1942); Szarvaskő: Újhatár-hegy, Gilitka-hegy, 1997 (MME). – 52: Nagyvisnyó: állomás melletti kis tó, 1957 (MTM); Szilvásvár: Horotna, 1998 (MME), Szalajka-völgy, 1942 (DELY 1996), 1959 (DELY 1996), Szána-völgy, Ágazat-bérc, 1996 (MME), Szilvás-patak, 1942 (DELY 1996), 1959 (DELY 1996), Ø, (VÁSÁRHELYI 1942), 1957 (MTM), 1959 (DELY 1996). – 53: Nagyvisnyó: Nagy-völgy-Gizsír-Boroszló-völgy és Szilvás patak között, 1996 (MME), Szilvás-patak, Taró, Mékecső-völgyek, 1996 (MME). – 54: Putnok: külterület, 1994 (ST); Sajóvelezd: Felő-rét, 1997 (MME). – 55: Cserény: Szörnyű-völgy, halastavak, 1997 (MME); Kelemér: külterület, 1994 (ST); Serényfalva: külterület, 1994 (ST). – 60: Bogács: Cserépfalu, Ábrahámka, Csurdok, 1997 (MME); Cserépváralja: Kő-völgy, Karud, 2000 (MME). – 61: Bükkzentkereszt: Hór-völgy, 1997 (MME), Ilonaház, 1998 (MME); Bükkzsérc: Nyomó-hegy, 2000 (MME), Paphegyes, Borzlyuk-tető, 2000 (MME), Tós-Galya, 1997 (MME); Cserépváralja, Mészhegy, Török-vér, 1997 (MME); Noszvaj: Bükkzsérc, Szilvás-hegy, Galambos, 1997 (MME). – 62: Miskolc: Száraz-völgy, Omassa-Jávor-hegy-Jávorkút, 1997 (MME); Répáshuta: Nagy-Fennsík-Bolhás-Sebesvíz, 1997 (MME), Nyavalyás-Disznós-Savós, 1997 (MME). – 63: Mályinka: Kis-Fennsík-Csókás-Kovácskő, 1997 (MME), Kis-Fennsík-Örvénykő-Köpüs-Farkasgödör, 1997 (MME), Vár-völgy (VÁSÁRHELYI 1942), Vár-völgy és környéke, 1996 (MME); Szentlélek: Kemesnye-Csondró-völgy-Szentlélek, 1997 (MME). – 65: Putnok: Eger-tó, 1997 (MME). – 66: Aggtelek: külterület, 1994 (ST), vízártározó tavak, 1997 (MME); Imola: Avas-oldal, 1984 (GUBÁNYI 1999); Zádorfalva: külterület, 1994 (ST). – 67: Aggtelek: Baradla-barlang, 1927 (GUBÁNYI 1999), 1929 (GUBÁNYI 1999), 1952 (GUBÁNYI 1999), külterület, 1953 (GUBÁNYI 1999), Vörös-tó, 1974 (MTM), 1984 (GUBÁNYI 1999), 1990 (MTM); Jósavfő: Baradla-barlang, 1928 (GUBÁNYI 1999), 1929 (GUBÁNYI 1999), Kecő-patak, 1923 (GUBÁNYI 1999), külterület, 1994 (ST), Tohonya-völgy, 1978 (MTM), Vörös-tó, 1959 (MTM), 1965 (MTM), Ø, 1979 (MTM). – 70: Tard: Ø, 1959 (DELY 1996), 1967 (DELY 1996). – 71: Cserépváralja: Kács, 2000 (MME); Kisgyőr: Ivánka-Galya-Kisgyőri fás legelő, 1997 (MME), Kékmező, 1942 (DELY 1996), Kígyós-hegy, Majorvár, Kecet-tető, 1997 (MME), Remete-hegy, Bekény-hegy, 1997 (MME); Kisgyőr: Kékmező (VÁSÁRHELYI 1942). – 72: Bükkzentkereszt: Hollóstető (LUKÁCS 1950), (VÁSÁRHELYI 1942), Ládi erdő, Nagy-Kömázsa, Komlós-völgy, 1997 (MME); Bükkzentlászló: Bányabükk-Köszál, 1997 (MME); Lillafüred: Hámori-tó, István lápos, 1997 (MME); Miskolc: Bükk-hegység, Jávorkút, Dimásvag-üdülő előtti tócsa, 1959 (MTM), Csanyik (VÁSÁRHELYI 1942), Diósgyőri-tó, 1942 (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), 1943 (DELY 1996), Garadnavölgy (VÁSÁRHELYI 1942), Garadna-völgy, 1942 (DELY 1996), Hámori-tó (VÁSÁRHELYI 1942), Jávorkút, Dimásvag-üdülő előtti tócsa, 1959 (MTM), Lillafüred, tógazdaság, 1959 (MTM), Miskolctapolca, 1942 (DELY 1996), Vadász-völgy, 1959 (MTM), Ø, 1998 (MME). – 73: Varbó: Andó-Bükk-Forrás-völgy, 1999 (MME). – 75: Rudabánya: Ø, 1984 (GUBÁNYI 1999). – 76: Perkupa: külterület, 1994 (ST); Szendrő: külterület, 1994 (ST); Szendrő: Alsó-rét, 2001 (HEGYESSY 2006); Szőlősdaró: külterület, 1984 (GUBÁNYI 1999). – 77: Bódvaszilas: külterület, 1994 (ST); Rudabánya: fejtés, 1987 (SOLTI & VARGA 1988a); Szinpetri: külterület, 1994 (ST); Szőlőliget: Ménes-völgy, 1988 (MTM), Ménes-völgyi tó, 1997 (MME). – 82: Miskolctapolca: Ø, (VÁSÁRHELYI 1942), 1959 (MTM), 1997 (MME). – 85: Edelény: külterület, 1994 (ST). – 86: Martonyi: Parizske mocsár, 1970 (GUBÁNYI 1999); Meszes: külterület, 1994 (ST); Szalonna: külterület, 1994 (ST). – 87: Bódvarákó: külterület, 1994 (ST); Hidvégardó: River Bódva, 1976 (GUBÁNYI 1999); Tormaszentjakab: külterület, 1996 (ST). – 90:

- Hejőkürt: Hejőmente, 1999 (MME); Igrici: Igrici-rigós, 2000 (MME); Nemesbikk: Vas-erdő, 1999 (MME). – 92: Alsózsolca: Kemelyi-erdő, 2002 (HEGYESSY 2006); Gesztely: Hernád-ártér, Ürmös-hát, (HEGYESSY 2006); Sajólád: sajóládi erdő, 2006 (VITÉZ et al. 2009), 2008 (VITÉZ et al. 2009). – 96: Rakaca: külterület, 1994 (ST). – 97: Viszló: külterület, 1993 (ST).
- ES 02: Battonya: Kis Tompapuszta, erdei tó, 1997 (PUKY 1998). – 06: Békéscsaba: Kigyós, 1999 (MME); Szabadkigyós: 4431. sz. út Szabadkigyós keleti határa és a békéscsabai leágazás közötti szakasz, 2004 (BF), Kétegyházi árapasztó, csatorna (2008), Kigyósi-puszták, 2003 (MTM), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Nyest-tanya, csatorna (2008). – 15: Kétegyháza: Kétegyház, 1959 (MTM). – 26: Gyula: Fekete-Körös (PUKY 1998). – 28: Sarkadkeresztúr: árok (PUKY 1998), tavacska, 1977 (SOLTI & VARGA 1988a). – 39: Zsadány: Biharugra felé, 1997 (PUKY 1998), Biharugrai elágazás, 1997 (PUKY 1998). – 49: Geszt: Nagysziki-tanya, 1973 (SOLTI & VARGA 1988a).
- ET 00: Körösladány: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – 04: Püspökladány: 04: Ø, 1991 (MME); Püspökladány: Agota-puszta, Farkas-sziget, 1974 (MTM), (DELY 1981), Farkas-sziget, Agota-puszta, erdő, 1976 (MTM). – 06: Hortobágy: Szásztelek, 2001 (MP); Szásztelek: 66522-es út, 2001 (MP), Hortobágy, 2001 (MP). – 07: Tiszacsege: Nyugati-főcsatorna, Gyökérkút, 1999 (MP). – 08: Tiszacsege: Cserepes, 1976 (MTM), (DELY 1981); Újszentmargita: erdő, 1974 (MTM), erdőszegély, 1974 (MTM), Hortobágy, 2000 (MP), margitai erdőszél, 1974 (MTM), 1975 (MTM), 1976 (MTM), Margitai-erdő, 1975 (MTM), (DELY 1981), Margitai-erdő, nádas, 1976 (MTM), Margitai-legelő (DELY 1981), Újszentmargitai erdő és legelő, 1998 (MME), Ø, 1974 (MTM), 1976 (MTM). – 16: Hortobágy: 33-as út 77-78 km, 2001 (MP), Zám-puszta, 1976 (MTM), Ø, 1957 (MTM). – 17: Hortobágy: külterület, 2006 (ST), Máta, Zám (DELY 1981), Ø, 1991 (MME). – 23: Földes: Kálló-háti tanya, 2003 (MP). – 26: Nagyhegyes: Görbehát (DELY 1981), Görbehát, Vajdalahoszi-erdő, 1976 (MTM), (DELY 1981), Ø, 1988 (MME). – 27: Balmazújváros: Darassa, 1974 (MTM), 1976 (MTM), (DELY 1981), Darassa-puszta, akác-erdő, 1975 (MTM), Keleti-főcsatorna, 1999 (MP). – 31: Vekerd: Ø, 1997 (PUKY 1998). – 33: Földes: Andaházi-csatorna, 2002 (MP), Csapó-tanya, 2002 (MP), Piroska, 2002 (MP), Sárréti-főcsatorna, 2002 (MP). – 34: Hajdúszóvát: Ø, 1991 (MME). – 40: Biharugra: Halgazdasági Központ, 1973 (SOLTI & VARGA 1988a), rét, 1997 (PUKY 1998), Ø, 1997 (MME), (PUKY 1998), 1999 (MME). – 42: Berettyószentmárton: Bihari-síkság, 2002 (MP); Mezőpeterd: Reviczki-legelő, 2002 (MP). – 46: Debrecen: Nagyerdei parkerdő (TISZÁNTÜLI Természetvédők Társulata 2004), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), 1986 (MME), 1991 (MME), 1998 (MME). – 52: Nagykereki: Csapó-tanya, 2002 (MP). – 53: Hencida: Csere-erdő, 2002 (MP), Miklós-erdő, 2002 (MP), Ø, 1987 (MME). – 54: Hajdúbagos: Ø, 1986 (MME); Hosszúpályi: külterület, 2004 (ST); Konyár: külterület, 2004 (ST). – 56: Debrecen: Bánk-Fancsika, 1986 (MME); Ø, 1986 (MME); Martinka: Ø, 1986 (MME). – 59: Ujfehértó: külterület, 1997 (ST). – 62: Nagykereki: Körtvélyes, 2002 (MP). – 63: Pocsaj: külterület, 2004 (ST), Nagy-Tatár, 2002 (MP), Tövises, 2002 (MP). – 64: Vértess: Létavértess, 1986 (MME). – 65: Újléta: Ø, 1986 (MME). – 66: Vámospercs: külterület, 2004 (ST), Ø, 1986 (MME), 1988 (MME), 1989 (MME). – 75: Almosd: Ø, 1986 (MME); Bagamér: külterület, 2004 (ST), Ø, 1986 (MME). – 76: Nyírábrány: külterület, 2004 (ST), Ø, 1986 (MME); Vámospercs: Jónás rész, 2001 (MP). – 77: Nyíracsad: Ø, 1986 (MME). – 87: Penészlek: külterület, 2003 (ST). – 89: Nyírbátor: külterület, 1997 (ST); Nyírpilis: külterület, 2003 (ST); Nyírvasvári: külterület, 2001 (ST); Piricse: külterület, 2004 (ST). – 98: Ömböly: külterület, 1999 (ST). – 99: Bátorliget: Bátorliget TT, 1989 (MTM), 1990 (MTM), Fényi-erdő, 1989 (MTM), 1990 (MTM), külterület, 2006 (ST), lenáztató, 1952 (DELY 1990), ösláp, 1936 (DELY 1990), 1948 (DELY 1990), Ø, 1936 (DELY 1990), (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Terem: külterület, 2005 (ST).
- EU 01: Kesznyéten: Kerek-tó, 2005 (PA). – 02: Taktaharkány: Pusztatemplom, Takta, 2001 (HEGYESSY 2006). – 04: Felsődobsza: Sándor-dűlő, kút, 2003 (HEGYESSY 2006); Halmaj: Nyilas, 2001 (HEGYESSY 2006); Hernádszentandrás: Ø, 1999 (MME). – 05: Encs: Gibárt, Pap-halma-dulo, halastó, 2000 (HEGYESSY 2006); Forró: külterület, 1996 (ST). – 11: Tiszadob: Telek, 2006 (HEGYESSY 2006), Ø, 1986 (MTM). – 13: Bekecs: Muszaj-legelő, 2000 (HEGYESSY 2006), 2001 (HEGYESSY 2006), Ø, 1959 (MTM); Mezőzombor: Kamara-rét, 2004 (HEGYESSY 2006), Mádi-patak, 2001 (HEGYESSY 2006); Szerencs: Ø, 1959 (MTM). – 14: Abaújszántó: külterület, 1995 (ST); Tállya: külterület, 2001 (ST); Tállya: Hidegkút, 2007 (BB). – 15: Abaújkér: Sóstó, 2000 (HEGYESSY 2006). – 16: Pusztaradvány: külterület, 1996 (ST). – 17: Hernádpetri: külterület, 1996 (ST). – 22: Tarcal: Fekete-hegy, Citrom-bánya, kőbánya-tó, 2004 (HEGYESSY 2006), Kopasz-hegy, 1997 (MME), Kopasz-hegy, Takta-köz, 1997 (MME), Ördög-bánya, művelt szőlő, 1999 (HEGYESSY 2006), Takta-köz, Hódos-tanya, 1997 (MME), Terézia-domb, víztározó, 2000 (HEGYESSY 2006); Tokaj: Tisza-híd, jobb part, áradó víz széle, 2000 (HEGYESSY 2006), Ø, 1963 (MTM). – 23: Bodrogkeresztúr: Bogdány-tó, 2007 (BB), Kakukk-tó, 2007 (BB), külterület, 2005 (ST), Remence-tó, 2007 (BB), Tokaj, Bodrogzug, 1997 (MME); Mád: külterület, 2003 (ST); Tarcal: külterület, 1989 (ST), Mezőzombor, 1997 (MME), Takta-köz, 1997 (MME); Tokaj: Kopasz-hegy, 1997 (MME). – 25: Baskó: Tekeres-patak, hegyi legelő, 2004 (HEGYESSY 2006); Mogyoróská: Agyagos, 2004 (HEGYESSY 2006); Sima: külterület, 1994 (ST).

– 26: Regéc: Vajda-völgy, 1958 (MTM). – 27: Telkibánya: Csapontos ház, 2001 (HEGYESSY 2006), Kecskéhát, 2002 (HEGYESSY 2006), Osva-völgy, 1959 (MTM), 1999 (HEGYESSY 2006), 2001 (HEGYESSY 2006). – 32: Tokaj: lakott terület, 1997 (MME), Tisza ártér, 1998 (MP). – 33: Balsa: külterület, 1997 (ST); Rakamaz: ártér (MARIÁN 1963), külterület, 2000 (ST); Szabolcs: külterület, 1999 (ST); Tokaj: ártér (MARIÁN 1963), külterület, 2000 (ST); Zalkod: külterület, 1997 (ST). – 34: Olaszliszka: Áres-tó, 2007 (BB), Fekete-tó, 2007 (BB); Sárazsádány: Törökér, szivattyútelep, 2002 (HEGYESSY 2006); Viss: külterület, 1993 (ST). – 35: Háromhuta: Bekecs-kert, tó, 2001 (HEGYESSY 2006), Flórika-forrás, 2002 (HEGYESSY 2006), Pin-kút, 1960 (MTM), Soltész-hegy, 2001 (HEGYESSY 2006); Herceghuta: külterület, 1999 (ST); Komlóská: Hotyka-patak, 2006 (HEGYESSY 2006). – 36: Bózsza: Nagybozsza, vízmű, 2000 (HEGYESSY 2006); Kovácsvágás: Margit-forrás, 2004 (HEGYESSY 2006), Tehénkosár, 2004 (HEGYESSY 2006); Nagyhuta: Kőkapu, 2004 (HEGYESSY 2006), Suslya-tető és Nagy-Cereben közötti völgy, 1960 (MTM), Vadász-tető, csemetekert, 1958 (MTM); Pálháza: Istvánkút, 1960 (MTM), Istvánkút, Istvánkúti-forrás, 1957 (MTM), István-kút, Istvánkúti-pata, 1958 (MTM), Kőkapu, csemetéskert előtti árok, 1958 (MTM), Kőkapu, Kemence-patak, 1957 (MTM), Kőkapu, Rostalló, 1959 (MTM), 1977 (MTM), Ördög-patak völgye, felső szakasz, 1958 (MTM); Regéc: Dorgó, úti pocsolyák, 2001 (HEGYESSY 2006), Hosszú-kő, 2001 (HEGYESSY 2006), Ördög-völgy, 2000 (HEGYESSY 2006). – 37: Füzér: Milic, 1960 (MTM), Torok, 2005 (HEGYESSY 2006), vár alatti árok, 1959 (MTM), Ø, 1969 (MTM); Füzérradvány: Arborétum, 2004 (HEGYESSY 2006), Korom-hegy, 2004 (HEGYESSY 2006); Hollóháza: László-tanya, kiszáradt betonmedence, 1958 (MTM); Nyíri: Vajda, 1999 (HEGYESSY 2006). – 40: Kálmánháza: külterület, 1995 (ST); Nyíregyháza: Felső-Sima, 2001 (ST). – 41: Nyírtelek: külterület, 2007 (ST). – 43: Gáva-vencsellő: külterület, 1998 (ST); Gávavencsellő: Gyujtáva, 2000 (HEGYESSY 2006), 2001 (HEGYESSY 2006), Lomos, 2000 (HEGYESSY 2006), Nyárfás-zug, 2000 (HEGYESSY 2006), Ó-Füzes, 2001 (HEGYESSY 2006), Remete, 2001 (HEGYESSY 2006), Tisza, vízműtelep, 2001 (HEGYESSY 2006); Tiszabercel: Babócsa-szög, 2002 (HEGYESSY 2006), Holt-Tisza (VARGA 1995), külterület, 1997 (ST), Morotva-elő, 2002 (HEGYESSY 2006). – 44: Apróhomok: Dorkó, 1995 (ST); Györgytarló: Cigánykúti-dűlő, 1999 (HEGYESSY 2006); Vajdacska: Agóc, tó, 2003 (HEGYESSY 2006), Holt-Bodrog, 1999 (HEGYESSY 2006), Kopaszló-sarok, 1999 (HEGYESSY 2006), 2002 (HEGYESSY 2006), 2003 (HEGYESSY 2006), 2005 (HEGYESSY 2006). – 45: Sárospatak: Déli-Bodrog-holtág, 2005 (HEGYESSY 2006), Hosszúhágó, 2006 (HEGYESSY 2006), külterület, 2001 (ST), Pusztadélő, 2006 (HEGYESSY 2006); **Sátoraljaujhely:** Barázdaszél, 2000 (HEGYESSY 2006), **Barázdásszél, Bodrog-holtág (2008)**, Bibérc, 2000 (HEGYESSY 2006), 2002 (HEGYESSY 2006), 2005 (HEGYESSY 2006), 2006 (HEGYESSY 2006), Egres-Galambos, kubik, 1999 (HEGYESSY 2006), Galambos-dűlő, 1981 (HEGYESSY 2006), Gyalmos, 1999 (HEGYESSY 2006), 2002 (HEGYESSY 2006), 2006 (HEGYESSY 2006), Hármaskúti-völgy, 1999 (HEGYESSY 2006), Hosszúláz, kavicsbánya, tó, 2000 (HEGYESSY 2006), 2004 (HEGYESSY 2006), 2006 (HEGYESSY 2006), Hosszú-tó, 2001 (HEGYESSY 2006), Kapronca, 2002 (HEGYESSY 2006), Long-erdő, É., árvíz szélén, 2000 (HEGYESSY 2006), 2001 (HEGYESSY 2006), Lotér, 2002 (HEGYESSY 2006), 2006 (HEGYESSY 2006), Májuskút, művelt szőlő, 1998 (HEGYESSY 2006), 1999 (HEGYESSY 2006), 2000 (HEGYESSY 2006), Ó-Ronyva, 1999 (HEGYESSY 2006), Szénegető-völgy, 2000 (HEGYESSY 2006), 2005 (HEGYESSY 2006), Tatárka, 2006 (HEGYESSY 2006), Torzsás-dűlő, agyaghánya, kis tó, 2001 (HEGYESSY 2006), Vinyik-duló, 2006 (HEGYESSY 2006). – 46: Mikóháza: Közép-bérc alja, 2000 (HEGYESSY 2006), Palack-hegy, 1999 (HEGYESSY 2006). – 47: Vilyvitány: Marócsa-patak, 2002 (HEGYESSY 2006). – 51: Nyíregyháza: külterület, 2008 (ST), Manda-bokor, 1987 (ST), Rozsrét-szőlő, 1987 (ST). – 53: Tiszakarád: külterület, 1997 (ST). – 54: Bodroghalom: Farkas-tó, 2004 (HEGYESSY 2006), Vécsei-csatorna, Orom-híd, 2004 (HEGYESSY 2006), Zsidó-homok, homokbánya, 1999 (HEGYESSY 2006), 2006 (HEGYESSY 2006). – 55: Alsóberecki: Berecki híd, nyáras, 2003 (HEGYESSY 2006), Holt-Bodrog, 2000 (HEGYESSY 2006), 2003 (HEGYESSY 2006); Bodroghalom: külterület, 1993 (ST); Karcsa: Karcsa-ér, 2000 (HEGYESSY 2006), 2005 (HEGYESSY 2006), külterület, 1993 (ST); Karos: Karos-Szerdahelyi-csatorna, 2000 (HEGYESSY 2006), Séta-homoki-dűlő, tó, 2005 (HEGYESSY 2006). – 60: Nagykálló: külterület, 2000 (ST). – 61: Apagy: külterület, 2003 (ST); Napkor: külterület, 2003 (ST); Nyírtét: külterület, 2003 (ST). – 62: Székely: külterület, 2003 (ST). – 64: Cigánd: külterület, 1995 (ST), Póherei-dűlő, 2002 (HEGYESSY 2006). – 65: Nagyrozvány: Kárászos-legelő, 2004 (HEGYESSY 2006); Pácin: Mágócsi-kastély parkja, 2002 (HEGYESSY 2006), 2005 (HEGYESSY 2006), 2006 (HEGYESSY 2006), Mosonnai-erdő, 1999 (HEGYESSY 2006). – 70: Máriapócs: külterület, 1999 (ST). – 71: Besenyőd: külterület, 2003 (ST); Levelek: külterület, 2003 (ST); Magy: külterület, 2003 (ST). – 72: Laskod: külterület, 2003 (ST). – 75: Dámóc: külterület, 1994 (ST); Révleányvár: Pap-erdő, 1999 (HEGYESSY 2006); Ricse: külterület, 1993 (ST), Ricsei-erdő, 1998 (MME); Zemplénagárd: külterület, 2001 (ST). – 81: Baktalórántháza: külterület, 2002 (ST); Vaja: külterület, 2007 (ST). – 82: Nyírájkó: külterület, 2003 (ST); Petneháza: külterület, 2003 (ST). – 85: Tiszabездé, Felső-Tisza SCI (TISZÁNTÜLI Természetvédők Társulata 2009a); Zemplénagárd: Vér-tó, 2004 (HEGYESSY 2006). – 90: Nyírkáta: külterület, 2003 (ST). – 91: Mátészalka: külterület, 2006 (ST). – 92:

- Olcsva: külterület, 2007 (ST). – **93:** Vásárosnamény: beregsurányi út melletti tócsa, 1958 (MTM), külterület, 2007 (ST). – **94:** Aranyosapáti: külterület, 1999 (ST); Mátyus: külterület, 1998 (ST); Tiszakerecseny: külterület, 2001 (ST). – **95:** Lónya: Kirva-tó partja, erdő, 1979 (MTM), külterület, 2007 (ST), Ø, (MARIÁN 1960).
- FT **09:** Mérk: külterület, 2007 (ST); Tiborszállás: külterület, 2007 (ST); Vállaj: külterület, 2006 (ST), Ø, 1986 (MME). – **19:** Úra: külterület, 2000 (ST). – **29:** Csenger: külterület, 2007 (ST).
- FU **00:** Fábánháza: Keskeny tájék, 1998 (MME), külterület, 2008 (ST); Nagyecsed: külterület, 2008 (ST), Nagy-ér (HOLT Kraszna), 1998 (MME); Nyírcsaholy: külterület, 2007 (ST). – **01:** Géberjén: Holt Szamos, 1998 (MME), külterület, 2005 (ST); Kocsord: külterület, 2007 (ST); Tunyugmatolcs: külterület, 2007 (ST). – **02:** Gulács: külterület, 2007 (ST); Kérszemlyén: külterület, 2006 (ST); Nábrád: külterület, 2007 (ST); Olcsvaapáti: külterület, 2007 (ST); Panyola: külterület, 2007 (ST); Szamosszeg: külterület, 2007 (ST). – **03:** Csaroda: Báb-tava, 1958 (MTM), Báb-tava mellett, 1958 (MTM), betonmedence, 1958 (MTM), Bockerek, 1958 (MTM), Bockerek, erdészház környéke, 1966 (MTM), Bockerek, zsílipos csatorna, 1966 (MTM), Bockerek-erdő (MARIÁN 1960), Bockerek-erdő, vadászkunyhó, 1966 (MTM), Csaroda, betonmedence, 1958 (MTM), külterület, 2008 (ST); Gelénes: külterület, 2006 (ST); Hete-fejércse: külterület, 2003 (ST); Jánd: külterület, 2006 (ST); Tákos: Bockereki-erdő, 1958 (MTM), külterület, 2008 (ST); Vámosatya: Bockereki-erdő, 1998 (MME), külterület, 2008 (ST). – **04:** Barabás: Kaszonya-hegy, 1998 (MME), külterület, 2007 (ST). – **10:** Ökörítőfülpös: külterület, 2007 (ST); Porcsalma: külterület, 2006 (ST); Szamosújlak: külterület, 2006 (ST); Tyukod: külterület, 2007 (ST). – **11:** Cégénydánád: külterület, 2007 (ST); Fehérgyarmat: külterület, 2007 (ST), Szatmári-síkság, 2001 (MP); Fülposdaróc: külterület, 2007 (ST); Mánd: külterület, 1999 (ST); Penyige: külterület, 2007 (ST); Zsarolyán: külterület, 2006 (ST). – **12:** Kísar: külterület, 2006 (ST); Kömörő: külterület, 2004 (ST); Nagyar: külterület, 2007 (ST); Tarpa: külterület, 2008 (ST), Nagy-erdő (MARIÁN 1960), Tarpai köris erdő, 1998 (MME), Téb-erdő (MARIÁN 1960). – **13:** Beregdaróc: külterület, 2007 (ST); Csaroda: Báb tó, 1998 (MME); Márokpapi: külterület, 2007 (ST); Tarpa: Nagy-erdő, 1998 (MME). – **20:** Császló: külterület, 2007 (ST); **Csegöld:** külterület, 2007 (ST), „Csengersimai halastavak”, csatorna (2008), „Csengersimai halastavak”, Szamos-holtág ÉNY-i oldal (2008); Csengersima: külterület, 2007 (ST); Komlódtótfalu: külterület, 2003 (ST); Pátyod: külterület, 2006 (ST); Szamosangyalos: külterület, 2006 (ST); Szamostatárfalva: külterület, 2006 (ST). – **21:** Csaolc: külterület, 2007 (ST); Nemesborzova: külterület, 2007 (ST). – **22:** Kölce: külterület, 2007 (ST); Szatmárcseke: külterület, 2001 (ST); Túristvándi: külterület, 2007 (ST). – **31:** Garbolc: külterület, 2008 (ST); Kishódos: külterület, 2007 (ST); Nagyhódos: külterület, 2007 (ST); Tisztaberek: külterület, 2005 (ST); Túrricse: külterület, 2006 (ST). – **32:** Botpalád: külterület, 2007 (ST); Magosliget: külterület, 2001 (ST); Sonkád: külterület, 2007 (ST); Úszka: külterület, 2002 (ST). – **41:** Garbolc: Garbolci erdő/Túr part, 1998 (MME).
- LT **66:** Budapest: Ø, 1998 (MME). – **67:** Kerepes: Ø, 1998 (MME).
- WN **90:** Rábafüzös: Orség, 2001 (MP).
- XL **99:** Barcs: halastavak (KÁRPÁTI 1980), ősbörökás (MARIÁN 1981); Drávatamási: Dráva part, 1996 (MAJER 1998).
- XM **08:** Óriszentpéter: Galambszér, 1970 (MTM), Galambszér, Disznós-patak, 1970 (MTM), Orség, 2001 (MP). – **09:** Óriszentpéter: Vendég szél, 1998 (MP). – **16:** Lenti: Ø, (FEJÉRVÁRY-LANGH 1943). – **17:** Kálócfa: Ø, 1967 (MTM). – **29:** Szőce: erdei pocsolya, 1990 (MTM), Rimány, 1967 (MTM), Szőce, erdei pocsolya, 1990 (MTM), Ø, 1967 (DANKOVICS 1998). – **37:** Bak: Ø, 1980 (DANKOVICS & VIG 2003). – **42:** Órtilos: Belezna holtág, 1996 (MAJER 1998), Dráva-ártér, 2001 (KOVÁCS 2002), 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), Ø, 2000 (MME). – **47:** Zalaszentmihály: halastó, 1980 (DANKOVICS & VIG 2003), Ø, 1982 (DANKOVICS & VIG 2003). – **48:** Bocfőde: Ø, 1983 (DANKOVICS & VIG 2003). – **49:** Zalaszentiván: Ø, 1980 (DANKOVICS & VIG 2003). – **52:** Gyékényes: Gyékényes és Zákány között, pocsolya, 1954 (MTM), Lankóci-erdő, 2001 (KOVÁCS 2002), 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), Lankóci-erdő, Égés-tó, égeres láp (2008), Ø, 1996 (MAJER 1998). – **57:** Pacsa: gémeskútból, 1980 (DANKOVICS & VIG 2003). – **61:** Berzence: Lankóci-erdő, 1954 (MTM), Lankóci-erdő, pocsolya, 1954 (MTM). – **62:** Csurgó: Békás dűlő, 1954 (MTM); Szentá: ösláp, 1955 (MARIÁN 1957), Ropol-erdő, Berki-patak, 1954 (MTM), Ø, 1955 (MARIÁN 1957). – **66:** Balatonmagyaród: II. Táró (VARGA 1995), Pörkölt-sz, 2007 (KT); Fenékpuzsta: Fekete-sziget (MME); Nagyrada: Fekete-sziget, 1995 (KT); Zalavár: Hangyálos, 2007 (KT), Zimány, 2007 (KT). – **67:** Zalavár: Ingó, 2007 (KT). – **69:** Vindornyaszőlős: Kovács-hegy, 1959 (SZABÓ 1973). – **70:** Vízvár: Duics-gödörök, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), Kenderáztató, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), holtág, 2001 (KOVÁCS 2002), Kis-Duics, 2004 (KOVÁCS & BRANDON 2005), Ø, 2000 (MME). – **72:** Bolhás: Bolhási-erdő, 1954 (MTM); Somogyszob: Baláta-tó, 1953 (MTM), 1954 (MTM), Baláta-tó, égerláp, 1953 (MTM), 1954 (MTM). – **73:** Bojsza: Bojsza-tó, 2003 (PM); Somogyszob: Baláta-tó, 2003 (PM), 2005 (BM). – **76:** Vörs: Simon-sziget, ? (MME), 2007 (KT). – **77:** Balatonberény: Balatonberény, szabadstrand, 1960 (MTM), szabadstrand, 1960 (MTM); Balatonszentgyörgy: malomárok, 1953 (MTM); Fenékpuzsta: Halász-rét, 2007

- (KT), Kis- és Nagy-Diás sziget, (MME); Keszthely: csatorna, 1976 (MARIÁN 1988), Hévíz-páhok, 1976 (SIPOS 1986), Hévíz-páhoki árok, 1976 (ILOSVAY & SZITTA 1980), Középső keresztcsatorna, 1976 (SIPOS 1986), 1976 (ILOSVAY & SZITTA 1980); Vörs: Diás-sziget, 1963 (MTM), 2007 (KT), nádas, 1986 (MTM), Ø, 1985 (MTM). – **78:** Vállus: erdészeti telep, 1969 (MARIÁN 1988), 1969 (SZABÓ 1973); Vonyarcvashegy: Feketehegyi-tó, 1977 (MARIÁN 1988). – **79:** Lesenceistván: Uzsza, halastó, 1968 (MARIÁN 1988), 1968 (SZABÓ 1973), 1976 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1976 (SIPOS 1986), 1977 (SIPOS 1986), Uzsza-Erdészetelep, 1976 (MARIÁN 1988), Ø, 1974 (MARIÁN 1988), 1974 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1974 (SIPOS 1986); Zalaszentő: Kovács-hegy, 1959 (MARIÁN 1988). – **81:** Nagyatád: gödör, 1953 (MTM), kubikgödör, 1953 (MTM), rét, 1953 (MTM), tó, 1953 (MTM). – **83:** Kutas: mocsár, 1953 (MTM). – **84:** Böhönye: Dávodi-halastó befolyója, 1990 (MAJER 1992a), Ø, 1970 (MTM). – **85:** Mesztegnyő: Csákány-tó, Csukás-tó, Mélyéger, Nagycsigás, Soponyai-halastó, Búsvári-halastó, 1990 (MAJER 1992a). – **86:** Marcali: Ø, 1990 (MAJER 1992a). – **88:** Balatonederics: Lesence-patak, 1973 (MARIÁN 1988), 1976 (SIPOS 1986), 1976 (ILOSVAY & SZITTA 1980). – **92:** Mike: vizes rét, 1953 (MTM). – **93:** Jákó: berek, 1953 (MTM). – **94:** Nagybjom: árok, 1953 (MTM), rét, 1953 (MTM), Ø, 1990 (MAJER 1992a), 1991 (MAJER 1992a). – **95:** Felsőkak: pocsolya, 1953 (MTM). – **98:** Badacsony: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Badacsonytomaj: Ø, 1980 (MARIÁN 1988); Fonyód: balatonpart, 1954 (MTM), bereki halastó, 1962 (MTM), halastó, 1962 (MTM). – **99:** Balatonhenye: Kettőstó, 1977 (MARIÁN 1988), Monostori-tó, 1979 (SIPOS 1986), 1979 (MARIÁN 1988), 1979 (ILOSVAY 1985); Hegyesd: halastó, 1976 (MARIÁN 1988), 1976 (ILOSVAY 1985); Kövágóórs: Kornyi-tó, 1975 (MARIÁN 1988), 1975 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1975 (SIPOS 1986), 1977 (SIPOS 1986); Köveskál: Fekete-hegy, 1977 (SIPOS 1986), Feketehegyi-tó, 1977 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1977 (ILOSVAY 1985), Kornyi-tó, 1975 (ILOSVAY 1985), Ø, 1977 (MARIÁN 1988).
- XN **10:** Csákánydoroszló: Bükk-sí-rét, 1998 (DR), Rába, ártér, 1976 (DANKOVICS & VIG 2003), Rába-völgy, 1987 (DANKOVICS 1998); Gasztony: Kövecses (DANKOVICS 1998); Horvátnádajla: Dobogó-erdő, 1988 (DANKOVICS 1998). – **12:** Szombathely: Olad, Kavicsbánya-tó, 1997 (DANKOVICS 1998). – **14:** Kőszeg: Béke-Barátság-forrás, 1981 (DANKOVICS & VIG 2003), Ø, 1939 (DANKOVICS 1998), 1979 (DANKOVICS & VIG 2003); Lukácsháza: Kis-Pöse, 1899 (DANKOVICS 1998). – **15:** Kőszeg: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – **16:** Lenti: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – **17:** Brennbergbánya: Hidegvíz-völgy, 1958 (MTM). – **18:** Sopron: Béka-tó, 1958 (SZABÓ 1961), 1960 (MTM), Hidegvíz-völgy, Rákospatak, 1958 (MTM), Kecse-patak, 1971 (DANKOVICS & VIG 2003), Licsi-rét, 1972 (DANKOVICS & VIG 2003), Zichy-rét, 1972 (MARIÁN & TRASER 1978), Ø, 1977 (DANKOVICS & VIG 2003). – **20:** Körmend: Csörnőc-égeres, 1988 (DANKOVICS 1998), Csörnőc-patak, 2001 (DR), Gyunác (VÖRÖS & MAJOR 2007); Nádasd: Gyunác, 2000 (DR), 2001 (DR); Szarvaskend: Csörnőc, holtág (DANKOVICS 1999); Csörnőc menti rétek, 1992 (DANKOVICS 1998), 1996 (DANKOVICS 1998), 1997 (DANKOVICS 1998). – **21:** Molnascsecsőd: Lóúszató, 2002 (DR). – **24:** Gyöngyösfalu: Kispöse (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Tömörd: Kis-tó, 2000 (DR), Nagy-tó, 1987 (DANKOVICS 1998), 1996 (DANKOVICS 1998), 1997 (DANKOVICS 1998), (DANKOVICS 1999), 2002 (DR). – **27:** Balf: Fertőboz, műút (KÁRPÁTI 1988), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Harka: Kecse-patak, 1970 (MARIÁN & TRASER 1978), 1971 (MARIÁN & TRASER 1978). – **28:** Fertőrákos: Laposbérc, láprét, 1958 (MTM), Sopron: Tómalom, 1958 (MTM). – **33:** Szeleste: VÁTI gyakorlótér (2008). – **36:** Völcséj: Völcséj-tó, 1979 (DANKOVICS & VIG 2003). – **37:** Sarród: Fertő, 1998 (MP). – **38:** Fertőújlak: hidegségi úttól D-re, 1982 (TGY), ködomb, 1983 (TGY), modell terület, 1981 (TGY), 1982 (TGY), rét, 1982 (TGY); Sarród: Fertő, Körgát, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő, Paprét, 1999 (DANKOVICS & VIG 2003), Fertő-tó, 1999 (DR). – **42:** Rum: Rumi-erdő, 1989 (VARGA 1995). – **44:** Hegyfalu: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), 1937 (DANKOVICS 1998), 1939 (DANKOVICS 1998). – **47:** Fertőd: Ø, 1960 (MTM). – **51:** Hosszúpereszteg: Szajki-tavak, 1987 (DANKOVICS 1998); Mikosszéplak: Szajki-tavak, 1977 (DANKOVICS & VIG 2003); Szajk: Szajki-tavak (DANKOVICS 1999). – **52:** Káld: Ávas-erdő, 1980 (DANKOVICS & VIG 2003). – **57:** Osl: égerláp (SEY 1964). – **68:** Csorna, Bősárkány, Nyírkai Hany – Keleti Mórretek 2002 (PUKY 2003). – **70:** Sümeg: Sarvaly-erdő, 1967 (SZABÓ 1973), 1968 (MARIÁN 1988). – **78:** Tárnokrét: Pintérhany, 1995 (FT). – **79:** Kimle: Vadáteresz, 1999 (DR), Vadáteresz melletti nyáras, 1999 (DR); Lebény: Alsó-Figurák, 2000 (DR), Figurák, 1999 (DR), 2002 (DR), település, 1999 (DR). – **80:** Nyírád: Darvas-tó, 1976 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1976 (SIPOS 1986), Ø, 1976 (MARIÁN 1988). – **81:** Nemesahany: Nyáros-és Sósí-dűlő, 1994 (BARTA 2000). – **82:** Devecser: Füzed-tó, 1979 (SIPOS 1986). – **83:** Nóráp: halastó, 1995 (BARTA 2000). – **84:** Tapolcafő: Ø, 1976 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1976 (SIPOS 1986), 1976 (MARIÁN 1988). – **90:** Kapos: Kálomis-tó, 1979 (MARIÁN 1988), 1979 (ILOSVAY 1985), Kettős-tó, 1977 (ILOSVAY 1985), 1977 (SIPOS 1986), 1977 (ILOSVAY & SZITTA 1980), Vigántpetend, Egervíz, 1987 (BARTA 2000); Öcs: Búdös-tó, 1971 (MARIÁN 1988), 1999 (PM), Feneketlen-tó, 1969 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1969 (SIPOS 1986), 1969 (MARIÁN 1988), Nagy-tó, 1968 (SIPOS 1986), 1969 (MARIÁN 1988), 1969 (ILOSVAY & SZITTA 1980), 1974 (MARIÁN 1988), 1999 (PM) **Nagy-tó, K-i és NY-i oldal (2008)**, Sárcsikút, 1963 (SZABÓ 1973). – **91:** Ajka:

- Bakonygyepes, láprét, 1983 (MARIÁN 1988), bazaltbánya, 1973 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1973 (SIPOS 1986), 1980 (SIPOS 1986), Csinger-völgy, 1960 (SZABÓ 1973), 1960 (MARIÁN 1988), erdei tócsa, 1973 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), Felsőcsinger környéke, 1957 (MTM), Felsőcsinger környéke, Bocskorhegy, 1957 (MTM), Padrag, bazalttó, 1957 (MTM), Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943), 1973 (SIPOS 1986), 1975 (SIPOS 1986); Padragkút: Köleskepe-árok, 1975 (MARIÁN 1988), Sárcsikút, 1963 (MARIÁN 1988), Sárcsikút környéke, 1963 (MTM). – **93:** Farkasgyepű: Csurgó-kút, 1966 (SIPOS 1986), 1966 (MARIÁN & SZABÓ 1968), Csurgó-kút, Köves-patak völgye, 1966 (MARIÁN 1988), Kövicses-patak-völgye, 1966 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), Ø, 1964 (MARIÁN 1988), 1964 (MARIÁN & SZABÓ 1968). – **98:** Abda: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Győr: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – **99:** Ásványráró: ártér (GUBÁNYI 2010), Ø, 1989 (MTM); Győrzámoly: Gát melletti farakásokon belül, 2000 (MTM), Kubik-erdő, 2000 (DR), Matlák, 2000 (DR); **Győrzámoly:** Patkányos, 1999 (VÖRÖS 2000), **Patkányos ártér (2008)**, Patkányos, ártér (GUBÁNYI 2010).
- XP **71:** Dunasziget: Cikolasziget, ártér (GUBÁNYI 2010). – **70:** Ásványráró: sóderhalmok mellett, 2000 (MTM); Dunaremete: horgásztó (GUBÁNYI 2010); Kisbodak: ártér (GUBÁNYI 2010), kavicskitermelő gödör, 2000 (DR). – **70:** Lipót: Duna ártér, 2000 (DR), Kavicsbánya-tó, 2000 (DR).
- YL **08:** Felsőszentmárton: Révfalu, holtág, 1996 (MAJER 1998). – **09:** Istvádi: Gyöngyös-patak, 1953 (MTM). – **17:** Drávakeresztúr: Ø, 1993 (MME); Drávasztára: Ø, 1993 (MME). – **18:** Drávaiványi: Ø, 1993 (MME); Felsőszentmárton: Ø, 1993 (MME); Markóc: Ø, 1993 (MME). – **28:** Besence: külterület, 2005 (BL); Gilvánfa: külterület, 2005 (BL); Kákics: Ø, 1993 (MME). – **29:** Bánfa: külterület, 2005 (BL). – **37:** Hirics: külterület, 2005 (BL).
- YM **02:** Kadarkút: Kutyori-tó, 1953 (MTM); Patca: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Szilvásszentmárton: Kardosfa psz., kút, 1954 (MTM). – **03:** Bárdudvarnok: Denna-erdő, 1983 (MARIÁN 1998), Zsippói halastó, 1986 (MARIÁN 1998); Kaposfő: Ø, 1953 (MTM); Kaposmérő: tó, 1953 (MTM), Ø, 1953 (MTM); Kiskorpád: Hivatal-halastó, berek, 1954 (MTM). – **05:** Bodrog: árok, 1953 (MTM); Ösztönpát: tó, 1953 (MTM); Somogyjád: rét, 1953 (MTM). – **06:** Hács: halastó, 1953 (MTM); Öreglak: Ø, 1953 (MTM); Somogyvámos: Ø, 1953 (MTM). – **07:** Szőlősgyőrök: gödör, 1953 (MTM). – **08:** Balatonlelle: árok, 1955 (MTM). – **09:** Monoszló: Tar, Ora-hegy, 1979 (MARIÁN 1988), 1979 (SIPOS 1986), 1979 (ILOSVAJ 1985). – **11:** Boldogasszonyfa: árok, 1954 (MTM), 1954 (MARIÁN 1998); Magyarlúka: külterület, 2005 (BL); Szentlászló: Almáspatak, halastó mellett, 1954 (MARIÁN 1998), árok, 1954 (MTM), Szentlászló, agyaggödör, 1954 (MTM), Szentlászló, árok, 1954 (MTM). – **12:** Zselickisfalud: árok, 1953 (MTM), Zselickisfalud, árok, 1953 (MTM). – **13:** Kaposszerdahely: Ø, 1956 (MTM); Kapostűlák: forrás, 1953 (MTM), Szarkavár, 1953 (MTM); Kaposvár: cukorgyári derítőmedence, 1953 (MTM), hangárdomb, 1953 (MTM), hangárdomb alatti patak, 1953 (MTM), János utcai rét, 1953 (MTM), Kapos-folyó, 1954 (MTM), kis patak, 1954 (MTM), Nádasdi-erdő, berek vize, 1956 (MARIÁN 1998), Toponár-Répász psz., halastó, 1953 (MTM), Zarány psz., legelő, 1953 (MTM), Zarányi-erdő, 1953 (MTM), Zarányi-erdő, Kis-patak, 1955 (MARIÁN 1998); Töröcske: Rapol-erdő, Berki-patak, 1954 (MTM). – **14:** Magyaregres: árokpart, 1953 (MTM), rét, 1953 (MTM). – **15:** Mennye: rét, 1953 (MTM); Somogyesztli: Esküdt-tó, 1953 (MTM). – **16:** Felsőmocsolád: rét, 1953 (MTM); Gamás: rét, 1953 (MTM). – **17:** Karád: rét, 1953 (MTM); Látrány: Látrányi Puszt (LANSZKI & NAGY 2003); Somogytúr: rét, 1953 (MTM), Somogytúr, rét, 1953 (MTM). – **18:** Balatonszemes: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943). – **19:** Balatonszárszó: balatonpart, 1953 (MTM); Tihany: Balaton, 1978 (ILOSVAJ 1985), Bozsai-öböl, strand, 2005 (VJ), 2006 (VEJ), Külső-tó, 1976 (MARIÁN 1988), 1980 (ILOSVAJ 1985), 2005 (VJ), 2006 (VEJ), Sajkod, 1976 (MARIÁN 1988), Ø, 1978 (MARIÁN 1988). – **22:** Bőszénfa: árok, 1954 (MTM), dombgerinc, 1954 (MTM), erdő, 1954 (MARIÁN 1998), Nagyterecsényi-erdő, 1954 (MTM); Hajmás: árok, 1954 (MTM), erdei vízmű, 1954 (MTM), kenderáztató, 1954 (MTM), Kis-árok, 1954 (MARIÁN 1998), sáros tocsogó és kenderáztató, 1954 (MARIÁN 1998), vasút menti árok, 1954 (MTM). – **23:** Baté: Baté, rét, 1953 (MTM), vizes rét, 1953 (MTM); Cserénfa: Allja-patak, 1954 (MARIÁN 1998), erdei patak, 1954 (MTM), Nádasdi-erdő, 1955 (MTM), Nádasdi-erdő, forrás, 1956 (MTM); Kaposfüred: Zarányi-erdő, 1953 (MTM); Kaposkeresztúr: „Kiskút”, 1953 (MTM), kenderáztató, 1953 (MTM), kis kút, 1953 (MTM); Sántos: Allja-patak, 1954 (MTM), Sántos és Szentjakab között, mocsaras rét, 1953 (MTM); Szentbalázs: Búdostó-erdő, kenderáztató, 1953 (MTM), erdei pocsolva, 1952 (MTM), kenderáztató, 1953 (MTM). – **24:** Magyaratád: árok, 1954 (MTM); Orci: Orci-berek, 1955 (MTM); Somodor: rét, 1953 (MTM). – **25:** Igál: kenderáztató, 1953 (MTM). – **29:** Balatonszéplak: balatonpart, 1953 (MTM), Töreki-láp, 1957 (MTM).
- YN **00:** Balatoncsicsó: Füzed-tó, 1979 (MARIÁN 1988); Dörgicse: Füzed-tó, 1979 (ILOSVAJ 1985); Pula: Búdostó, 1971 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1971 (SIPOS 1986), erdei tócsa, 1971 (MARIÁN 1988), Nagy-tó, 1971 (SIPOS 1986), 1971 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), Vázsonyi-séd, 1976 (MARIÁN 1988), Ø, 1971 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1971 (SIPOS 1986). – **01:** Hajagos: Kis Sás-tó, 1999 (PM), Nagy Sás-tó, 1999 (PM); Nagyvázsöny: erdei tócsa, 1973 (MARIÁN 1988), Kab-hegy, 1960 (MTM), Nyír-tó, 1980 (MARIÁN 1988), Torma-

rét, régi bazaltbánya, 1973 (MARIÁN 1988), Vázsony-ér, 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), Vázsonyi-séd (VÖRÖS 2007), Vázsony-séd, 1976 (SIPOS 1986), 1977 (ILOSVAJ 1985); Úrkút: bombatólcsér, 1957 (MTM), forrástó, 1971 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1972 (MARIÁN 1988), Kab-hegy, 1971 (SIPOS 1986), 1973 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1973 (SIPOS 1986), 1975 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1975 (SIPOS 1986), (VÖRÖS & MAJOR 2007), Kab-hegy, vadászlak felgátolt patak tavában, 1971 (MARIÁN 1988), Kab-hegy, vadászlak felgátolt patak tavában, 1973 (MARIÁN 1988), Kenderáztató tó, 1972 (MARIÁN 1988), Rieger-tó, 1961 (MTM), Úrkút és környéke, 1960 (MTM). – **02:** Csehbánya: Csehbányai-tó (VÖRÖS & MAJOR 2007), Ø, 1965 (MARIÁN & SZABÓ 1968), 1965 (MARIÁN 1988); Herend: Mogyorós-domb, 1979 (SIPOS 1986), Mogyorós-domb, 1979 (MARIÁN 1988). – **03:** Bakonybél: Vörös János-séd, 1959 (MTM); Némethbánya: Vadász-völgy, 1964 (MARIÁN & SZABÓ 1968), 1967 (SZABÓ 1973), 1967 (MARIÁN 1988), Ø, 1964 (MTM). – **04:** Fenyőfő: halastó, 1966 (SIPOS 1986), 1975 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1975 (MARIÁN 1988), 1976 (SIPOS 1986), 1977 (MARIÁN 1988), ősfenyves (MARIÁN & MARIÁN 1980); Porva: Kőrös-hegy (VÖRÖS 2007); Ugod: séd, 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), Séd-patal, 1976 (SIPOS 1986), Vörös-János-séd, 1959 (SZABÓ 1973), 1959 (MARIÁN 1988), 1959 (MARIÁN & SZABÓ 1968), 1975 (MARIÁN 1988). – **05:** Gic: Ø, 1976 (SIPOS 1986), 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980); Pápateszér: Ø, 1975 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1975 (MARIÁN 1988), 1975 (SIPOS 1986). – **06:** Ravasz: halastó, 1984 (MARIÁN 1988). – **07:** Györság: Ø, (FEJÉRVÁRY-LÁNGH 1943); Pannonhalma: arborétum vízmedencéjében, 1984 (MARIÁN 1988). – **09:** Nagybajcs: hullámtér (GUBÁNYI 2010), Ø, 1989 (MTM), 2000 (MTM). – **10:** Aszfő: forrás környéke, 1979 (MARIÁN 1988), forrástó, 1979 (ILOSVAJ 1985); Balatonfüred: árok, 1972 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1972 (ILOSVAJ 1985), Füredi-séd, 1972 (MARIÁN 1988), 1979 (ILOSVAJ 1985), 1979 (SIPOS 1986), Ø, 1972 (SIPOS 1986); Pécsely: Kis-tó, 1977 (MARIÁN 1988), 1977 (ILOSVAJ 1985), 1979 (SIPOS 1986). – **12:** Bánd: Cincspatak, 1981 (SIPOS 1986); Hárskút: Ráktanya, 1960 (MTM); Szentgál: Bakony, 1998 (MP). – **13:** Zirc: Akli, 1975 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1975 (MARIÁN 1988), strand, 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1976 (SIPOS 1986), 1977 (SIPOS 1986), Szarvaskút, 1974 (SIPOS 1986), 1974 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1974 (MARIÁN 1988), Ø, 1968 (MARIÁN 1988). – **14:** Bakonyszentkirály: erdőnyiladék, 1976 (MARIÁN 1988), Ø, 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1976 (SIPOS 1986), 1980 (SIPOS 1986); Bakonyszentlászló: fürdőmedence, 1966 (MARIÁN 1988), 1966 (SIPOS 1986), téglagyár (VÖRÖS 2007), Ø, 1966 (MARIÁN 1988), 1966 (ILOSVAJ & SZITTA 1980). – **15:** Bakonygyirót: Ø, 1973 (MARIÁN 1988), 1973 (SIPOS 1986), 1973 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980); Bakonyszentlászló: Ø, 1959 (MARIÁN & SZABÓ 1968), 1959 (MARIÁN 1988). – **16:** Bakonypéterd: agyagbánya gödrei, 1984 (MARIÁN 1988). – **19:** Gönyű: Lötér, kubikgödör, 2000 (DR). – **20:** Alsóörs: Köcsi-tó, 1980 (MARIÁN 1988); Csupak: Balaton, 1978 (ILOSVAJ 1985), strand, 1978 (SIPOS 1986), 1979 (MARIÁN 1988), 1979 (SIPOS 1986), Ø, 1978 (MARIÁN 1988). – **22:** Gyulafirátót: Aranyos-patak, 1976 (MARIÁN 1988), 1976 (SIPOS 1986), 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980); Kádárta: Lendvai-tó, 1976 (MARIÁN 1988), Ø, 1977 (MARIÁN 1988); Veszprém: Betekints-völgy, 1979 (MARIÁN 1988), Kádárta, 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1976 (SIPOS 1986), 1977 (SIPOS 1986). – **23:** Bakonyháza: Gaja-patak, 1976 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), 1976 (MARIÁN 1988), 1976 (SIPOS 1986); Eplény: Malomréti-völgy, 1976 (SIPOS 1986), 1977 (MARIÁN 1988), 1977 (ILOSVAJ & SZITTA 1980), Ø, 1977 (SIPOS 1986). – **25:** Bakonyszombathely: Feketevíz-puszt, 1975 (SIPOS 1986), 1975 (MARIÁN 1988). – **26:** Bakonyszombathely: Feketevíz, 1975 (ILOSVAJ & SZITTA 1980).

Értékelés

Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*) tiszta állományban jelenlegi ismereteink szerint csak Nyugat-Magyarországon, 3 középtájban, mindössze 6 db 10×10 km-es UTM-négyzettel fedett területen fordul elő (1. ábra). Az 1974 előtti, illetve több 1974–1999 között publikált előfordulási adat, mint a *T. cristatus carnifex* alfajt említi. A faj előfordulására vonatkozó korábbi adatokat elsősorban DELY (1971) publikálta. Az utóbbi két évtizedben megnőtt az érdeklődés a faj iránt, több előfordulási adatot is közöltek (VARGA 1991, DANKOVICS 1995, 1998, 1999, 2003, TARTALLY 2001, DANKOVICS & VIG 2003, PUKY et al. 2005). A köszegi előfordulási adat a genetikai vizsgálatok alapján *T. carnifex* × *T. dobrogicus* hibrid egyednek bizonyult (VÖRÖS nem publikált eredmény), így azt az elterjedési térképen és a listában kü-

lön jelöltük. Új előfordulási adatok elsősorban az NBmR keretében folytatott felmérések során születtek. A legtöbb új UTM-négyzetben a 2000 óta zajló felmérések igazolták az előfordulásokat. A jelenleg figyelembe vett forrásmunkák és a saját vizsgálatok alapján valamennyi elterjedési adat ma is meglévő élőhelyekre vonatkozik. A *T. carnifex* esetében általában történt alfaji elkülönítés, ennek ellenére a *T. cristatus* országjelentésben megadott elterjedési térképén biztosra vehetjük, hogy az Őrség–Vendvidékről származó előfordulások valójában *T. carnifex* adatok. Ezt alátámasztják az NBmR keretében 2001 óta folyó felmérések adatai, amelyeket feltétlenül megbízhatónak kell tekintenünk.

A *Triturus cristatus*-ra vonatkozó 1974 előtt publikált elterjedési adatok száma jóval kevesebb, mint az 1974–1999 között és 2000-tól napjainkig született eredményeké. Az utóbbi időszakban megnőtt az érdeklődés a bizonytalan taxonómiai helyzetű farkos kételtűek iránt. Számos nemzetipark-igazgatóság is elindította faunafeltáró munkáit. Az adatok megbízhatóságával kapcsolatban általánosságban elmondhatjuk, hogy az 1974 előtti adatok között igen sok a pontatlan lelőhely-meghatározású. A megadott lelőhelyek egy része minden bizonnyal már nem is létezik, mert köztük számos olyan van, amely nagyvárosok belterületére, vagy közvetlen határterületére vonatkozik. Ezek több mint 30 év elteltével jórészt megszűntek, átalakultak, a korábbi adatok alapján már beazonosítani sem lehet helyüket. Meglepő viszont, hogy egyes középtájaink területén az utóbbi években alig történtek célzott felmérések, vagy ha igen, azok jórészt eredménytelenek voltak, a tarajos gőtét nem sikerült kimutatni. Ezt a feladatot az NBmR keretében zajló felmérések sem tudták ellátni, a tarajosgöte fajcsoport fajai a kiválasztott tájegységek mintavételi körzeteinek felében nem is fordulnak elő. A bizonytalanságot tovább növeli az a tény, hogy a *T. cristatus* bizonytalan előfordulása ellenére az utóbbi években is történnek leírások olyan területekről, ahol meglelte kérdéses. A *T. cristatus* faj hazai előfordulási adatai a genetikai vizsgálatok tükrében bizonytalannak tekinthetők, így a jelen dolgozatban a *T. cristatus* elterjedésével nem foglalkoztunk. A részletesebb felmérések eredményei alapján (pl. az Alpokalján) biztosan állítható, hogy valamennyi korábbi *T. cristatus* adat *T. dobrogicus*-ra vonatkozik. A *T. cristatus* előfordulásának bizonytalanságát tovább növeli az a tény, hogy sokszor még mindig genetikai vagy alapos morfometriai felmérések nélkül történnek a felvételezések. A *T. dobrogicus/cristatus* hazai elterjedését bemutató térképek sorában előrelépést jelent PUKY et al. (2005) munkája, ami a korábbiaktól eltérően már csak az Északi-Középhegységből jelez előfordulást, ugyanakkor felhívja a figyelmet a további felmérések szükségességére. VÖRÖS & MAJOR (2007) nyolc mikroszatellit-lókusz és egy mitokondriális DNS-szakasz vizsgálatával megállapította, hogy a Sátoraljaújhely területéről gyűjtött egyedek egyértelműen a *T. dobrogicus* faj képviselői voltak, míg az aggteleki Vörös-tó területén mintázott egyedek *T. dobrogicus* × *T. cristatus* hibridek. Ezen vizsgálatok megerősítik MIKULIČEK et al. (2004) eredményeit a két faj országhatár környéki előfordulásáról, miszerint Magyarországon területén tiszta *T. cristatus* populációk nem találhatók.

A vöröshasú unka (*Bombina bombina*) elterjedési adataiból kitűnik, hogy az 1974 előtti adatok nem szerepelnek meghatározó mennyiségben, illetve egyes tájegységekben az 1974–1999 közöttiek dominálnak. Az adatok jelentős része a nemzeti parkok feltáró munkája során született, de a szórványadatok száma is jelentős. A pontos lelőhely- és észlelési adatokkal rendelkező rekordok alapján megállapítható, hogy a vöröshasúunka-állományok faunisztikai kutatásának intenzitása az elmúlt tíz évben a korábbi eredményekhez képest nem csökkent. Ugyanakkor a korábbi adatok számos olyan lelőhelyről származnak, ahol ma

már nem lehet a fajt kimutatni (pl. Babati-tavak, Gödöllő), illetve több olyan előfordulási adat van, amelyről később kiderült, hogy azon a területen hibridállomány fordul elő (pl. az aggteleki Vörös-tó). Valószínűleg bizonytalan adatnak kell minősíteni mindazokat, amelyek nagyvárosok belterületéről származnak több évtizeddel ezelőtti felmérések alapján. A rendkívül nagyszámú előfordulási adat azonban valószínűleg még így sem teljes, mert a faj hazánkban ennél jóval elterjedtebb, de a feltáró munkák hiánya miatt nincsenek további publikált adatok. A *B. bombina* hazai elterjedésének vizsgálatához hozzájárult PUKY et al. (2005) munkája, amely a publikált adatokon felül sok eddig nem közölt előfordulási adatra is támaszkodik. A 3. ábra az irodalmi adatok, a nemzeti-park-igazgatóságok és a szakértői jelentések adatai, illetve az adatbázisok rekordjai alapján mutatja be a vöröshasú unka hazai elterjedési viszonyait. Az NBmR keretében zajló felmérések több tájegységben is új előfordulási adatokkal gyarapították a meglévőket, de lényegesen nem bővítették az elterjedési adatok körét, mivel egy-egy tájegységben a hosszú távú és folyamatos monitorozás a célja. A jövőben feltétlenül fontos lenne a faj elterjedési adatainak további gyűjtése mellett a több évtizeddel ezelőtti lelőhelyek ellenőrzése.

Köszönetnyilvánítás. A felmérés a volt Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkársága Ökológiai Osztályának anyagi és szakmai támogatásával valósult meg, a Magyar Természettudományi Múzeum által irányított konzorcium révén elnyert „Maddárvédelmi (79/409/EK) és az Élőhelyvédelmi (92/43/EK) Irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése” című Átmeneti Támogatás projekt (2006/018-176-02-01) keretében. Köszönetünket fejezzük ki az egyes nemzeti-park-igazgatóságokon dolgozó, a monitorozásért felelős kollégáknak és természetvédelmi öröknek a mintavételi helyek kiválasztásában és a vizsgálatok során nyújtott folyamatos segítségükért.

Felhasznált irodalom

- BARTA Z. (2000): Adatok (1980–1995) a Bakony-hegység és peremterületei gerinces faunájának (Amphibia, Reptilia, Mammalia) ismeretéhez I. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 15: 125–152.
- DANKOVICS R. (1995): Az Őrség herpetofaunája (Amphibia, Reptilia). *A Vas megyei múzeumok értesítője* 22(2): 253–258.
- DANKOVICS R. (1998): Kétéltű- hüllő-faunisztikai vizsgálatok Vas megyében. Kézirat, Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Szombathely, 32 pp.
- DANKOVICS R. (1999): Kétéltű-hüllő-faunisztikai vizsgálatok Vas megyében. *Vasi Szemle* 53(1): 76–96.
- DANKOVICS R. & Vig K. (2003): A Szombathelyi Savaria Múzeum recens gerinces (Vertebrata) gyűjteménye I. A Kárpát-medencében gyűjtött példányok. (Recent Vertebrata Collection of the Savaria Museum, Szombathely I. Specimens originated from the Carpathian Basin). *Savaria A Vas Megyei Múzeumok Értesítője* (2002) 27: 31–110.
- DELY, O. Gy. (1971): Eine für die ungarische Fauna neue Unterart des Kammolches (*Triturus cristatus carnifex* (Laurenti)). A tarajos göte újabb alfaja (*Triturus cristatus carnifex* Laurenti) a magyar faunában. *Vertebrata Hungarica* 12: 17–23.
- DELY, O. Gy. (1981): Amphibians and reptiles of the Hortobágy. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Hortobágy National Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 387–390.

- DELY, O. Gy. (1987): Amphibians and reptiles of the Kiskunság. In: MAHUNKA S. (ed.): *The fauna of The Kiskunság National Park, II*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 404–426.
- DELY, O. Gy. (1990): The herpetofauna of the Bátorliget nature reserves. In: MAHUNKA, S. (ed.): *Bátorliget Nature. Reserves – after forty years*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 787–815.
- DELY, O. Gy. (1996): Amphibians and reptiles of the Bükk Mountains. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Bükk National Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 535–570.
- FEJÉRVÁRY-LÁNGH A. M. (1925): Kételtűek. – Amphibia. In: SZILÁDY Z. (szerk.): Nagy Alföldünk állatvilága. *A Debreceni Tisza István Tudományos Társulat Honismereti Bizottsága Közleménye* 1(3): 138–144.
- FEJÉRVÁRY-LÁNGH, A. M. (1943): Beiträge und Berichtigungen zum Reptilien-Teil des ungarischen Faunenkaloges. *Fragmenta faunistica hungarica* 6(3): 81–98.
- GASKÓ B. (1999): Csongrád megye természetes és természetközeli élőhelyeinek védelméről III. Adatok a maros folyó alsó szakaszának élővilágához – Vetyehát kételtű (Amphibia) és hüllő (Reptilia) faunája. *A Móra Ferenc Múzeum évkönyve, Természettudományi Tanulmányok – Studia Naturalia* 2: 83–85.
- GASKÓ B. (2001): Ruzsának és tágabb környékének természeti értékei. In: MARJANUCZ L. (szerk.): *Ruzsa története és népelete*. Szeged, pp. 7–34.
- GASKÓ B. (2008): Csongrád megye természetes és természetközeli élőhelyeinek védelméről I. Adatok az M5-ös autópálya nyomvonaláról és Szeged tágabb környékéről. Kételtűek és hüllők (Herpetofauna). *A Móra Ferenc Múzeum évkönyve, Természettudományi Tanulmányok – Studia Naturalia* 4: 66–68.
- GASKÓ B. (2009): Csongrád megye természetes és természetközeli élőhelyeinek védelméről II. Javaslatok természetes és természetközeli élőhelyek védelmére a kiskunsági homokhat délkeleti felében (Kelebia, Öttömös, Ásotthalom, Mórahalom). A kételtűekről és hüllőkről (Herpetofauna). *A Móra Ferenc Múzeum évkönyve, Természettudományi Tanulmányok – Studia Naturalia* 5: 298–300.
- GUBÁNYI, A. (1999): Amphibians and reptiles from the Aggtelek Karst region. In: MAHUNKA, S. (ed.): *The fauna of the Aggtelek National Park II*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 655–662.
- GUBÁNYI A., Vörös J., KISS I., DANKOVICS R., BABOCSAY G., KOVÁCS T., MOLNÁR P. & SOMLAI T. (2008): Kételtűek. In: GUBÁNYI A. (szerk.): *A madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése – I. negyedéves jelentés*. Kézirat, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 283–330.
- HÁMORI M., PUKY M. & SCHÁD P. (2003): Kételtűek és hüllők előfordulása Fejér megyében. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 27: 333–340.
- HEGYESSY G. (2006): Adatok Magyarország északkeleti részének gerinces állatairól (Vertebrata). *Herman Ottó Múzeum Évkönyve* 45: 499–521.
- ILOSVAY, Gy. & SZITTA, T. (1980): The Vertebrata collections of the Bakony Mts. Natural History Museum, Zirc. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 15: 213–223.
- ILOSVAY Gy. (1985): Az északi Balaton-part és Balaton-felvidék herpetofaunájáról. *Folia Musei Historico-naturalia Bakonyiensis* 4: 191–211.
- KÁRPÁTI L. (1980): Herpeto és ornito ökofaunisztikai vizsgálatok a Középrigóci (Barcsi) borókásokban. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* 1: 83–89.
- KÁRPÁTI L. (1988): Massensterben der Herpetofauna (Amphibien, Reptilien) infolge des Kraftverkehrs. *Möglichkeiten und Ergebnisse des Schutzes am Südufer des Neusiedlersees, BFB-Bericht*, pp. 71–79.
- KATONA E. (2007): *Kételtűek előfordulása az északi Kiskunság különböző mértékben szikesedett élőhelyein*. Szakdolgozat, ELTE, Budapest, 38 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2001): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kételtű–hüllő monitorozást megalapozó próbapro-*

- jekt kidolgozása, szakmai irányítása és terepi felvételezés.* Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 129 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2004): *Kételtűek és hullók monitorozása kiválasztott régiókban 2003–2004. évi adatfelvételezés és elemzés.* Kutatási jelentés, KVVVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, kézirat, Budapest, 72 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2005): *Kételtűek és hullók monitorozása a NBmR keretein belül 2004–2005.* Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 97 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2002): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kételtű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés.* Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 100 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2003): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kételtű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés.* Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 74 pp.
- KISS I., BABOCSAY G., DANKOVICS R., GUBÁNYI A., KOVÁCS T., MOLNÁR P., SOMLAI T. & VÖRÖS J. (2010): Kiválasztott Natura 2000 fajok (*Triturus carnifex*, *T. dobrogicus* és *Bombina bombina*) monitorozását előkészítő felmérések. *Állattani Közlemények* 95(2): 275–298.
- KOVÁCS, T. (2002): Amphibian monitoring along the Drava River. *Froglog* 52.
- KOVÁCS, T. & ANTHONY, B. (2005): Herpetofauna of the Dráva-valley (2002–2004). *Natura Somogyiensis* 7: 105–117.
- LANSZKI J. & NAGY, L. (2003): A Látrányi Puszta Természetvédelmi Terület gerinces (Vertebrata) faunájának felmérése. *Natura Somogyiensis* 5: 279–290.
- LUKÁCS D. (1950): Adatok az egri melegvizetek állatföldrajzi és állatökológiai viszonyaihoz. *Hidrológiai Közöny* 30: 451–456, 479–480.
- LUKÁCS D. (1956): Adatok a Bükk-hegység kételtűinek és hüllőinek állatföldrajzához. *Egri Pedagógiai Főiskola Füzetek* 55: 622–629.
- MAJER J. (1992a): Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet zoológiai felmérése (gerinces fauna) 1990–1991. The zoologic survey of Boronka Nature Conservation Area (Vertebrate fauna). *Dunántúli dolgozatok (A) Természettudományi sorozat* 7: 347–375.
- MAJER J. (1992b): A Béda-Karapancsa Tájvédelmi Körzet gerincesei (Vertebrata). The vertebrates of Béda-Karapancsa landscape protection area, South Hungary. *Dunántúli dolgozatok (A) Természettudományi sorozat* 6: 257–272.
- MAJER J. (1998): Adatok a Dráva és a Dráva menti területek hal-, kételtű- és hüllőfaunájához (Pisces, Amphibia, Reptilia). *Dunántúli dolgozatok (A) Természettudományi sorozat* 9: 431–440.
- MARIÁN M. (1957): *A Baláta gerinces állatvilága.* Somogyi almanach I., Kaposvár, 67 pp.
- MARIÁN M. (1960): Adatok a Felső-Tisza herpetofaunájához. *A Móra Ferenc Múzeum Évkönyve*, Szeged, 1958-59: 259–275.
- MARIÁN M. (1963): A Közép-Tisza kételtű és hüllővilága. *A Móra Ferenc Múzeum évkönyve*, Szeged 207–231.
- MARIÁN, M. (1966): The Herpetofauna of the Fehértó (Lake Fehér) near Kardoskút, Hungary. Herpetofauna d. ung. Sodaböden I. *Vertebrata hungarica* 8(1–2): 93–103.
- MARIÁN, M. (1968): Die Amphibien-und Reptilienfaunen des Kunfehértó (Kunfehér-Sodasees) neben Kiskunhalas. Ungarn Die Herpetofauna der ungarischen Sodaböden II. *Vertebrata hungarica* 10(1–2): 142–161.
- MARIÁN M. (1981): A Barcsi Ősborókás kételtű és hüllő faunája (Amphibia, Reptilia). *Dunántúli Dolgozatok (A) Természettudományi Sorozat* 2: 167–188.
- MARIÁN M. (1988): A Bakony hegység kételtű- és hüllőfaunája. *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei* 20: 1-105..

- MARIÁN, M. (1998): A Zselic kétéltű és hullófaunájáról (Amphibia, Reptilia). *Somogyi Múzeumok Közleményei* 13: 291–304.
- MARIÁN M. & MARIÁN O. (1980): A Fenyőfői Ösfenyves kétéltűi és hullói. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 15: 189–196.
- MARIÁN M. & SZABÓ, I. (1968): Adatok az Északi-Bakony herpetofaunájához. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 7: 409–425.
- Marián, M. & TRASER, Gy. (1978): The amphibious reptile fauna in the environs of Sopron (in Hungarian). *Soproni Szemle* 32(2): 153–171.
- MIKULICEK, P., KAUTMAN, J., ZAVADIL, V. & PIALEK, J., (2004): Natural hybridization and limited introgression between the crested newts *Triturus cristatus* and *T. dobrogicus* (Caudata: Salamandridae) in Slovakia. *Biologia*, Bratislava 59, Suppl. 15: 211–218.
- MOCSI Á. (2009): *A Tatai Fényes-fürdő TT értékei, valamint egy tanösvénytervezet megvalósításának lehetőségei*. Kézirat, Zöld Sziget Kör Természetvizsgáló Közhasznú Egyesület, Tata, 32 pp.
- NAGY S. & SOMLAI T. (1994): Adatok a Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzet kétéltű és hullófaunájához. *Állattani Közlemények* 80: 91–97.
- PUKY M. (1998): A Körös-Maros Nemzeti Park kétéltűfaunájának vizsgálata. *A Puszta, a Nimfea Természetvédelmi Egyesület Évkönyve*, Szarvas, 15: 10–23.
- PUKY M. (2003): Az újraárasztott Nyirkai Hany – Keleti Mórrétek (Hanság) herpetofaunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 27: 341–347.
- PUKY M., FODOR A., MOLNÁR Á., HAMORI M. & TINYA F. (2003): Nyugat-magyarországi alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*) élőhelyek jellemzése. *Hidrológiai Közöny* 83(1–12): 125–126.
- PUKY M., SCHÁD P. & SZÖVÉNYI G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest. 207 pp.
- SEY O. (1964): Adatok a Hanság gerinces állatvilágának ismeretéhez. *Arrabona* 6: 347–384.
- SIPOS I. (1986): A Bakonyi Természettudományi Múzeum *Bombina* gyűjteményének statisztikai összehasonlítása. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 5: 147–160.
- SOLTI B. & VARGA A. (1981): A Mátra-hegység kétéltű faunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 7: 81–101.
- SOLTI B. & VARGA A. (1988a): Kétéltű és hullóadatok Magyarországról. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 13: 113–116.
- SOLTI B. & VARGA A. (1988b): A Sár-hegy kétéltű és hulló faunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* Suppl. 2: 69–72.
- SZABÓ I. (1956): Adatok a Szentendre-Visegrád-Esztergom Dunazúghegység herpetofaunájához. *Állattani Közlemények* 45(3–4): 123–131.
- SZABÓ I. (1960): Adatok a Börzsöny hegység herpetofaunájához. *Vertebrata Hungarica* 2(2): 199–216.
- SZABÓ I. (1973): Adatok a Bakony hegység gerincesfaunájához. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 12: 601–609.
- TARTALLY A., SZÖVÉNYI G., MOLNÁR P. & PUKY M. (2001): Az alpesi tarajosgöte *Triturus carnifex* (Laurenti, 1768). *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 25: 309–314.
- Tiszántúli Természetvédők Társulata (2004): Javaslat a nagyerdei Parkerdő természetvédelmi felújítására. Kézirat, pp. 1–31. <http://www.tizsantulitermeszetvedok.hu/refe.php>
- Tiszántúli Természetvédők Társulata (2009a): A Tiszabekdéd 07/18, 07/19 és 07/20. hrsz-ú ingatlanra tervezett energiaültetvényből ellátott fatüzelésű erőmű által érintett, a Natura 2000 hálózatába tartozó területek természeti állapotfelmérése és hatásbecslése. Kézirat, pp. 1–29. <http://www.tizsantulitermeszetvedok.hu/refe.php>.
- Tiszántúli Természetvédők Társulata (2009b): A Jászkisér 2144.a hrsz-ú ingatlanra tervezett akkumulátor újrahasznosító-feldolgozó üzem közvetlen és közvetett hatásterületének természeti állapotfelmérése., Kézirat, pp. 1–28. <http://www.tizsantulitermeszetvedok.hu/refe.php>
- TRÓCSÁNYI B., SCHÄFFER D. & KORSÓS Z. (2007): A Mecsek kétéltű- és hulló faunájának áttekintése, újabb faunisztikai adatokkal. *Acta Naturalia Pannonica* 2: 189–206.

- VARGA A. (1995): Kétéltű és hüllő adatok Magyarországról II. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 20: 209–217.
- VARGA L. (1991): Adatok néhány gerinces (Vertebrata) állatfaj Vas megyei elterjedéséhez. *Vasi Szemle* 45(1): 7–14.
- VARGA A. (1987): Újabb adatok a Mátra-hegység kétéltű és hüllő faunájához. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 12: 87–92.
- VÁSÁRHELYI I. (1942): Adatok a borsodi Bükk gerinces faunájához. *Erdészeti Lapok* 81(2–5): 1–31.
- VITÉZ G., GÁBOR M. & VARGA J (2009): A sajóládi erdő zoológiai értékei. *Acta Academiae Paedagogicae Agriensis, Sectio Biologiae* 36: 85–102.
- VÖRÖS J. (2000): *A magyarországi unkafajok (Bombina spp.) összehasonlító morfológiai vizsgálata*. Diplomadolgozat, SZIE, Budapest, 38 pp.
- VÖRÖS J. (2007): *A Bombina bombina és Bombina variegata morfológiai és genetikai vizsgálata Magyarországon, különös tekintettel filogeográfiájukra és a két faj által alkotott hibridzónákra*. Doktori disszertáció, ELTE, Budapest, 82 pp.
- VÖRÖS J. (2008): A vöröshasú unka (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761) és a sárgahasú unka (*B. variegata* Linnaeus, 1758) elterjedése Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 45–59.
- VÖRÖS J. & MAJOR Á.: (2007): Kétéltű-populációk földrajzi szerkezete a Kárpát-medencében. In: FORRÓ L. (szerk.) *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 269–282.
- WOOD, J. (2009): *The LandSerf Manual. Version 1.0 for LandSerf 2.3.1*, 3rd December 2009. 213 pp. <http://www.landserf.org/>
- http 1.: <http://www.softvelocity.com/Clarion/Clarion.htm>
- http 2.: www.termeszetvedelem.hu/az-elohelyvedelmi-iranyelv-17-cikke-alapjan-keszitett-oroszajjelentes
- http 3.: <http://qgis.osgeo.org/en/documentation/manuals.htm>

Contribution to knowledge of the distribution of Italian Crested Newt (*Triturus carnifex*), Danube Crested New (*T. dobrogicus*) and European Fire-bellied Toad (*Bombina bombina*) in Hungary

ANDRÁS GUBÁNYI¹*, JUDIT VÖRÖS¹, ISTVÁN KISS², GERGELY BABOCSAY³,
RÓBERT DANKOVICS⁴, TIBOR KOVÁCS⁵, PÉTER MOLNÁR⁶ & TIBOR SOMLAI⁷

¹ Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13., H-1088 Budapest, Hungary

*E-mail: gubanyi@nhmus.hu

² Szent István University; Department of Zoology and Animal Ecology, Péter K. u. 1, H-2103 Gödöllő, Hungary

³ Károly Róbert College, Institute of Environmental Sciences, Mátrai út 36., H-3200 Gyöngyös, Hungary

⁴ Savaria Museum, Natural History Collection; Kisfaludy S. u. 9., H-9700 Szombathely, Hungary

⁵ Eötvös Loránd University, Department of Systematic Zoology and Ecology, Pázmány P. s. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary

⁶ Füredi u. 56. fszt. 1., H-4027 Debrecen, Hungary

⁷ Munkácsy u. 2/A., H-4355 Nagyecsed, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 253–279.

Abstract. This study aims to make a comprehensive analysis of the distribution of three amphibian species of Community importance, *Triturus carnifex* (Laurenti 1768), *Triturus dobrogicus* Kiritzescu, 1903, and *Bombina bombina* (Linnaeus 1761) and to confirm their presence on the basis of empirical research in 10 Natura 2000 sites in Hungary. The survey was performed in the ten Hungarian national parks in 2008. The study focuses in particular on recent taxonomic revisions. In addition to the data presented in the National Report of 2006, required by Article 17 of the Habitat Directive, there is a considerable amount of published and unpublished data on the distributions of the studied species. We grouped the distribution data into three categories: (1) data collected before 1974, (2) data from surveys performed between 1974 and 2000 and (3) published or unpublished data collected between 2001 and 2010. The survey proved successful at the majority of the sites involved. On the basis of the published and unpublished data and the results of our surveys, the distribution maps were redrawn on a UTM grid. While *T. carnifex* distribution data covered 2 UTM squares in the National Report of 2006, the present survey indicated a six UTM square distribution. The newt *T. dobrogicus* could be found in 18.6% of the squares out of the 1045 UTM squares of the country. Taking data at UTM level into consideration, it is a coverage of 26.3%. Together with unconfirmed data, distribution at UTM level can reach up to 36.4%. The greatest amount of data is available for *B. bombina*. This species appeared in 663 (~84%) UTM squares.

Keywords: *Bombina bombina*, distribution, faunistics, Natura 2000, *Triturus carnifex*, *T. dobrogicus*.

Kiválasztott Natura 2000 fajok (*Triturus carnifex*, *T. dobrogicus* és *Bombina bombina*) monitorozását előkészítő felmérések*

KISS ISTVÁN¹, BABOCSAY GERGELY², DANKOVICS RÓBERT³, GUBÁNYI ANDRÁS⁴,
KOVÁCS TIBOR⁵, MOLNÁR PÉTER⁶, SOMLAI TIBOR⁷ és VÖRÖS JUDIT⁴

¹ Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.,

E-mail: kiss.istvan@mkk.szie.hu

² Károly Róbert Főiskola, Természeti Erőforrás-gazdálkodási Kar, Környezettudományi Intézet,

H-3200 Gyöngyös, Mátrai u. 36.

³ Savaria Múzeum, Természettudományi Tár, H-9700 Szombathely, Kisfaludy S. u. 9.

⁴ Magyar Természettudományi Múzeum, Gyűjteményi és Kutatási Tudásközpont, H-1088 Budapest, Baross u. 13.

⁵ Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány P. s. 1/c.,

⁶ 4027 Debrecen, Füredi u. 56. fszt. 1.

⁷ 4355 Nagyecsed, Munkácsy u. 2/A.

Összefoglalás. A projekt elsődleges célja az volt, hogy a kiválasztott közösségi jelentőségű fajokra vonatkozóan tíz Natura 2000 területen végzett terepi felmérés során jelenlét-hiány, illetve egyed-számadatokat, terepen kipróbált monitorozási módszertani útmutatót adjon. Az eredmények hozzájárulnak Magyarország Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi Irányelvekből adódó jelentéstételi kötelezettségeinek teljesítéséhez. A felméréseket 2008-ban végeztük valamennyi nemzetipark-igazgatóság területén 1–1 kiválasztott Natura 2000 területen. Standard módszerként az élvefogó palackcsapdázást és a nappali vizuális megfigyelést alkalmaztuk, amelyeket kiegészítettünk sötétedés utáni lámpázással, illetve a vöröshasú unka esetében akusztikus észleléssel. A *Triturus carnifex* előfordulását a korábbiakban ismert élőhelyek mindegyikén sikerült kimutatni. Csapdázással 63 egyedet fogtunk és további 12 példány megfigyelése történt az esti lámpázások során. A *T. dobrogicus* esetében a kijelölt 25 mintavételi hely közül 17-ben sikerült a faj jelenlétét kimutatni. A visszafogások lehetőségét is figyelembe véve palackcsapdázással összesen 946 egyed került kézbe és további 163 példány megfigyelése történt az esti lámpázások során. A gőtek felmérésére használt két módszer (palackcsapdázás és vizuális megfigyelés) között az egyedszámok vonatkozásában az egyes élőhelytípusokban különbséget találtunk. Mindkét felmérési mód, egymás kiegészítőjeként szükséges a két faj jelenlétének és az egyedszámviszonyainak kimutatására. A *Bombina bombina* vizsgálatok a kijelölt 21 élőhely közül 20-ban sikerült összesen 3345 egyedet kimutatni. A faj vizsgálatára elsősorban a nappali vizuális módszert alkalmaztuk, de a legtöbb esetben a sötétedés utáni lámpázás is bevált. Mindkét módszer alkalmas a faj mennyiségi vizsgálatára is. Az akusztikus észlelés kizárólag a faj jelenlét-hiány adatainak regisztrálására megfelelő, de egyes élőhelyeken esetleg nélkülözhetetlen kiegészítője a vizuális felmérésnek. A három faj mintegy 4500 befogott vagy megfigyelt egyedének adatai a kiegészítő háttérinformációkkal együtt a Természetvédelmi Információs Rendszer adatbázisába kerültek. Az országos elterjedés és az adott élőhelyek állományai helyzetének pontosabb megismeréséhez a javasolt területek számának további jelentős bővítése szükséges.

Kulcsszavak: Biodiverzitás monitorozás, Natura 2000 kételtűfajok, módszertani fejlesztés, terepi felmérések.

* Előadták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekulától a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

Témafelvetés

Globális szinten számos kétéltűfaj halt ki, vagy vált veszélyeztetetté az utóbbi évtizedekben. A fajok eltűnésének, állományaik csökkenésének elsődleges okai az élőhelyek megszűnése, átalakulása, feldarabolódása, a környezet szennyeződése, a klímaváltozás, a betegségek terjedése, a zavaró emberi hatások fokozódása és az illegális gyűjtés (BLAUSTEN & WAKE 1991, GRIFFITHS & BEEBE 1992, PECHMANN & WAKE 1997, BERGER 1998, ARAÚJO et al. 2006, SKERRATT 2007, WAKE 2007). Az élőhelyeket ért durva emberi hatásokat a kétéltűállományok változásai általában jelzik, azonban a hosszú távú felmérések hiánya miatt az ok-okozati összefüggések nehezen vehetők észre (BLAUSTEIN 1994, REED & BLAUSTEIN 1995, NOSS 1990, BOWERS et al. 1996). A kétéltűek állományait monitorozó munkák elindítása és folyamatos fenntartása ezért mindenütt rendkívül fontos feladat. Európában a közös irányelveknek megfelelően létrejöttek a nemzeti programok is, amelyek jelenleg még sok szempontból nem tekinthetők egységesnek; a helyi specialitások, védelmi prioritások miatt sokrétűvé váltak (SMIT et al 1999). A tagországoknak hat évente jelentéstételi kötelezettségeik vannak, amelyekből az Európai Bizottság összesített beszámolókat készít. A formai követelményekre vonatkozó előírások a heterogén nemzeti adatok feldolgozását könnyítik meg. Az utóbbi években kiemelt figyelmet kaptak a *Triturus cristatus* fajcsoport tagjai, monitorozásukra és védelmükre akcióterv készült (EDGAR & BIRD 2005). Az Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Directive – 92/43/EEC) előírja az európai ökológiai hálózat, a Natura 2000 létrehozását. A hálózat területeit a tagállamok az irányelv 2. mellékletében felsorolt fajok előfordulása alapján értékelve jelölik ki. Ezen a listán a Magyarországon előforduló 18 kétéltűfaj közül a közösségi jelentőségű fajok körében a *Triturus cristatus* fajcsoport 3 tagja és a két *Bombina*-faj szerepel.

A hazai kétéltűkutatások korábban elsősorban csak faunisztikai jellegűek voltak, az állomány nagyságok alakulásáról, a változások trendjeiről és azok okairól igen kevés információ áll rendelkezésre. Előrelépést jelentett, hogy 2001-ben a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretein belül kialakításra, majd 2005-ben pontosításra került az egységes módszertani útmutató (KISS et al. 2005).

Munkánk során célul tűztük ki, hogy a „Madárvédelmi (79/409/EK) és az Élőhelyvédelmi (92/43/EK) Irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése” című Átmeneti Támogatás projekt (2006/018-176-02-01) kiírásában szereplő 4 kijelölt kétéltűfajra (*Triturus cristatus*, *T. dobrogicus*, *T. carnifex* és *Bombina bombina*) vonatkozóan terepi felmérések során jelenlét–hiány, illetve egyedszámadatokat, hazai elterjedésükhöz és élőhelyválasztásukhoz, a populációk kor- és ivarstruktúrájához új adatokat szolgáltatassunk, a kiválasztott fajok állományainak monitorozására, az állományok nagyságának becslésére terepen kipróbált (az NBmR protokollhoz képest pontosított) módszertani útmutatót adjunk, és hozzájáruljunk Magyarország Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi Irányelvekből adódó (2013-ban esedékes) jelentéstételi kötelezettségeinek teljesítéséhez.

A terepi munka megkezdése előtt elvégzett GAP-analízis eredményei (GUBÁNYI et al. 2010) valamint a terepi megfigyelések azt mutatták, hogy a kiválasztott Natura 2000 területeken nem, de az ország területén sem megerősített a közönséges tarajosgöte (*Triturus cristatus*) előfordulása, így jelen munkánkban e fajra vonatkozó adatokat nem közlünk.

A monitorozás során alkalmazott módszerek leírása

A helyszínek kiválasztása

A pályázati kiírás értelmében az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*) fajt egy Natura 2000 területen, minimum 5 szaporodóhelyen, a dunai tarajosgöte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) fajokat minimum 10 Natura 2000 területen, egyenként 2–2 élőhelytípusban mértük fel. Összesen 30 élőhelyen sikerült a rendszeres felméréseket elvégezni (1. táblázat).

1. táblázat. A mintavételi területek adatai és az élőhelykódok. A vizsgált faj: *Triturus carnifex* Tc., *T. dobrogicus* Td., *Bombina bombina* Bb. (A 28–31. sorszámú élőhelyeken elsősorban a jelentős vízszintingadozás miatt a fajokat nem sikerült kimutatni, ezért helyettük új területeket választottunk.)
Table 1. The sampling sites and habitat codes. (*Triturus carnifex* Tc., *T. dobrogicus* Td., *Bombina bombina* Bb.)

Nemzeti Park	Natura 2000 terület kód és megnevezés	Település	Helyszín, élőhely	UTM	Vizsgált faj	Élőhely kódja
ANPI	HUBN 10007 Zempléni-hg. a Szerencsi-dombsággal és a Hernád-völgyvel	Sátoraljaujhely	Barázdásszél, Bodrog-holtág, sekély víz	EU45	Td., Bb.	1.
ANPI	HUBN 10007 Zempléni-hg. a Szerencsi-dombsággal és a Hernád-völgyvel	Sátoraljaujhely	Barázdásszél, Bodrog-holtág, mély víz	EU45	Td., Bb.	2.
HNPI	HUHN 20047 Vámosatya–Csaroda	Tákos	Bockerek, Szipa csatorna, sekély víz	FU03	Td.	3.
HNPI	HUHN 20047 Vámosatya–Csaroda	Tákos	Bockerek, Szipa csatorna, mély víz	FU03	Td.	4.
HNPI	HUHN 20055 Rozsály–Csengersima	Csegöld:	"Csengersimai halastavak", Szamos-holtág ÉNY-i oldal	FU20	Bb.	5.
HNPI	HUHN 20055 Rozsály–Csengersima	Csegöld:	"Csengersimai halastavak", csatorna	FU20	Bb.	6.
BNPI	HUBN 20034 Borsodi-Mezőség	Tiszabábolna	Tisza-holtmeder	DT88	Td., Bb.	7.
BNPI	HUBN 20034 Borsodi-Mezőség	Tiszabábolna	Tisza-holtmeder, útmenti kubíkgödörök	DT88	Td., Bb.	8.
KMNPI	HUKM 20017 Hármaskörös	Szabadkigyós	Nyest-tanya, csatorna	ES06	Td., Bb.	9.
KMNPI	HUKM 20017 Hármaskörös	Szabadkigyós	Kétegyházi árapasztó, csatorna	ES06	Td., Bb.	10.
KNPI	HUKN 20003 Felső-Kiskunsági-turjánvidék	Kunadacs	Szénadűlő, fűnyaras puhafaliget	CT70	Td., Bb.	11.
KNPI	HUKN 20003 Felső-Kiskunsági-turjánvidék	Kunadacs	Szénadűlő, zsombékos vízállás	CT70	Td., Bb.	12.
DINPI	HUDI 120025 Hajtamente	Farmos	Nagy nádas, csatorna	DT14	Td., Bb.	13.

Nemzeti Park	Natura 2000 terület kód és megnevezés	Település	Helyszín, élőhely	UTM	Vizsgált faj	Élőhely kódja
DINPI	HUDI 120025 Hajtamente	Farmos	Nagy nádas, mocsár széle	DT14	<i>Td.</i>	14.
DINPI	HUDI 120025 Hajtamente	Farmos	Nagy nádas, Kék-begy-tanösvény	DT14	<i>Bb.</i>	15.
DDNP	HUDD 20062 Nyugat-Dráva-sík	Gyékényes	Lankóci-erdő, Égés-tó, égeres láp	XM52	<i>Td., Bb.</i>	16.
DDNP	HUDD 20062 Nyugat-Dráva-sík	Gyékényes	Lankóci-erdő, magassásos vízállás	XM52	<i>Td., Bb.</i>	17.
BFNPI	HUBF 20003 Kabhegy	Öcs	Nagy-tó, tó K-i oldala	XN90	<i>Td., Bb.</i>	18.
BFNPI	HUBF 20003 Kabhegy	Öcs	Nagy-tó, tó NY-i oldala	XN90	<i>Td., Bb.</i>	19.
ÖNPI	HUON 20018 Őrség	Őriszentpéter	Keserűszer, 2 tóka	XM08	<i>Tc.</i>	20.
ÖNPI	HUON 20018 Őrség	Hegyhátszent-jakab	Vadása-2 tó, tószegély	XM19	<i>Tc.</i>	21.
ÖNPI	HUON 20018 Őrség	Pankasz	Agyagbánya, tó a bánya DK-i részén	XM18	<i>Tc.</i>	22.
ÖNPI	HUON 20018 Őrség	Őriszentpéter	Bárkás-tó, sásos-gyékényes tószegély	XM09	<i>Tc.</i>	23.
ÖNPI	HUON 20018 Őrség	Őriszentpéter	Bárkás-tó, békaszőlős társulás	XM09	<i>Tc.</i>	24.
ÖNPI	HUON 20018 Őrség	Őriszentpéter	Kis Vadkacsás-tó, tószegély	XM09	<i>Tc.</i>	25.
ÖNPI	HUON 2005 Váti lőtér	Szeleste	Egykori katonai gyakorlóter, a tó K-i partja	XN33	<i>Td., Bb.</i>	26.
ÖNPI	HUON 2005 Váti-lőtér	Szeleste	Egykori katonai gyakorlóter, kubik-gödörök	XN33	<i>Td., Bb.</i>	27.
FHNP	HUFH30004 Szigetköz	Győrzámoly	Patkányos-I.	XN99	<i>Td., Bb.</i>	32.
FHNP	HUFH30004 Szigetköz	Győrzámoly	Patkányos-II.	XN99	<i>Td., Bb.</i>	33.
FHNP	HUFH30004 Szigetköz	Győrzámoly	Patkányos-III.	XN99	<i>Td., Bb.</i>	34.

A *Triturus*-fajok monitorozása

A *Triturus*-fajok vizsgálatára alpmódszerként az NBmR keretében kétélűtükre kidolgozott monitorozási módszerek (GRIFFITHS 1985, KISS et al. 2005, BRIGGS et al. 2006.) közül a palackcsapdázást alkalmaztuk az 1. táblázatban feltüntetett helyszíneken.

A csapdákat az esti órákban helyeztük ki, majd átlagosan 10 órás expozíciós időt követően hajnalban vagy kora reggel ellenőriztük és szedtük fel. A palackcsapdákat egymástól kb. 1 m távolságra, mindig a vízben lévő növényzet vagy behullott ágak közelében helyeztük el. Az átvizsgált szakasz hossza a víztér kiterjedéséhez igazodott ahol a part hossza lehetővé tette, ott minimálisan 50 m szakaszon történt csapdázás. A kisebb vízterek, tókák

esetében a csapdaszám kisebb volt. A ténylegesen átvizsgált területek nagyságai a TIR adattáblázatban szerepelnek.

Tesztmódszerként a sötétedés után lámpázással történő vizuális megfigyelést választottuk ugyanazokon a helyszíneken, mint ahol a csapdázás történt. A *T. carnifex* esetében minden mintavétel során, míg a *T. dobrogicus* esetében valamennyi vizsgált élőhelyen, legalább egy alkalommal. A sötétedés utáni, lámpázással végzett vizuális megfigyelés alkalmával a víztér és a kijelölt mintavételi terület jellegétől függően elsősorban a partszegélyben, néhány nagy kiterjedésű öntésterületen a mintavételi szakasz mellett, a növényzet károsítása nélkül haladva történt a felmérés. A mintaterület bejárása során, ahol azt a növényzet lehetővé tette, 3 m széles sáv átvizsgálása történt meg. A vizuális felmérés során átvizsgált szakasz azonos volt a palackcsapdás felmérésével.

A mintavételi időszak kiválasztását segítette, hogy az NBmR keretében a kiválasztott fajokra vonatkozóan 7 éves adatsor állt rendelkezésünkre, amelyből az egyedszámok alakulása, a fogások sikeressége megállapítható volt (KISS et al. 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007). A *T. carnifex* monitorozására legalkalmasabb időszak március végétől április közepéig, a *T. dobrogicus* esetében pedig március közepétől-végétől május elejéig tart. Valamennyi élőhelyen a mintavételi sorozatot az optimális fogási időszakhoz igazítottuk. A lokális klimatikus feltételek különbsége miatt a gótek szaporodási időszakának kezdete és jelenlétük időszaka ugyan kisebb eltéréseket mutatott, de az élőhelyenkénti 5–5 mintavétellel sikerült azt lefedni.

***A Bombina bombina* monitorozása**

Alapmódszerként az NBmR keretében a kétélűekre kidolgozott monitorozási módszerek (KISS et al. 2005) közül a nappali, sáv mentén történő vizuális megfigyelést alkalmaztuk az 1. táblázatban megadott helyszíneken. A víztér nagyságához igazított számban, a szegélyzónában vagy a sekélyvízű öntésterületeken a víztérben haladva jelöltük ki az egységnek tekintett 50 m hosszú és az áttekinthetőségtől függő 3–5 m széles sávot, amelyen belül az egyedeket megszámoltuk. Az egymást követő mintavételek során ügyeltünk arra, hogy a keresésre fordított idő azonos legyen. A megfigyelésre a korábbi tapasztalatok alapján a reggeli szélcsendes, napsütötte, illetve a napnyugta előtti órákat választottuk ki.

A módszerek tesztelését mindazon mintavételi területeken elvégeztük, ahol a faj 2008. év időjárási és más tényezők által befolyásolt állomány nagysága azt lehetővé tette. Tesztmódszerként két felmérési eljárást is kipróbáltunk. A sötétedés után lámpázással zajló vizuális megfigyelést 8 élőhelyen (1., 2., 5., 6., 13., 15., 18., 19.), egyenként legalább négy alkalommal ott végeztük, ahol a nappali felvételezés történt. A víztér szegélyzónájában, illetve a víztérben a lámpa hatókörében megfigyelhető egyedeket számláltuk. Az egymást követő mintavételek során ebben az esetben is ügyeltünk arra, hogy a keresésre fordított idő azonos legyen. A mintaterület bejárása során, ahol azt a növényzet lehetővé tette, 2–3 m széles sáv átvizsgálása történt meg.

Az akusztikus észlelést, mint kiegészítő tesztmódszert három élőhelyen (13., 15., 26.) összesen 15 alkalommal végeztük. A hang alapján történő felmérést csak azokon a helyeken tudtuk alkalmazni, ahol az egyedek száma viszonylag alacsony volt, a hímek nem egyszerre szóltak, nem alkottak kórust. A felmérés kisebb szakaszok közepén állva történt,

majd lassú, zavarásmentes továbbhaladás után újabb egységben folytatódott. A vizsgált terület nagysága általában megegyezett a vizuális felmérésével.

A NBmR 7 éves eredményei alapján tudjuk, hogy a faj monitorozására legalkalmasabb időszak március közepétől június közepéig tart (KISS et al. 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007). A lokalitás mikroklimatikus feltételei módosíthatják a szaporodási időszak monitorozásra legalkalmasabb intervallumát.

A NBmR kétélűekre vonatkozó protokollja szerint legalább 5 alkalommal végeztünk felmérést a tavaszi–nyár eleji aktivitási, szaporodási időszakban, de az élőhelyek többségénél ennél nagyobb számban történtek mintavételek. Négy vizsgált élőhelyen (11., 12., 16., 17.) a víztér kiszáradása és a megfigyelhetőség megszűnése miatt ez a javasolt szám nem teljesült.

Adatbázis

A mintavételek során észlelt vagy befogott gőtefajok egyedeinek számát a kor (fejlődési állapot) és az ivar szerint különítettük el. A vöröshasú unka legtöbb élőhelyén nem nyílt lehetőség a megfigyelt egyedek befogására, ezért számláláskor a felnőtt és fiatal egyedeket különítettük el egymástól, ivari meghatározást csak néhány élőhelyen tudtunk végezni. Rögzítésre került a megfigyelés időpontja, a megfigyelés módszere, az adatközlő személye.

A faj előfordulását befolyásoló vagy meghatározó abiotikus és biotikus háttérváltozók közül vizsgáltuk a víztér típusát (V-NÉR), a vegetáció típusát (Á-NÉR), az együtt előforduló kétélű- és hüllőfajok és a potenciális ragadozók (pl. halak) jelenlétét.

Feljegyzésre kerültek a vizsgált élőhelyeken bekövetkezett olyan változások (víztér kiszáradása, növényborítottság növekedése vagy csökkenése), amelyek befolyásolhatták a mintavételek sikerességét, valamint az élőhely és az állomány fennmaradását veszélyeztető tényezők.

Felvételre kerültek a vizsgált élőhelyek geokoordinátái, valamint minden élőhelyről digitális fénykép készült.

Minden adat a TIR adatbázisba való beillesztéshez előkészítésre került. A 3 kiválasztott fajnak mintegy 4500 egyedet figyeltük meg vagy fogtuk be, így az adatbázisba közel 45000 adat került bevitelre.

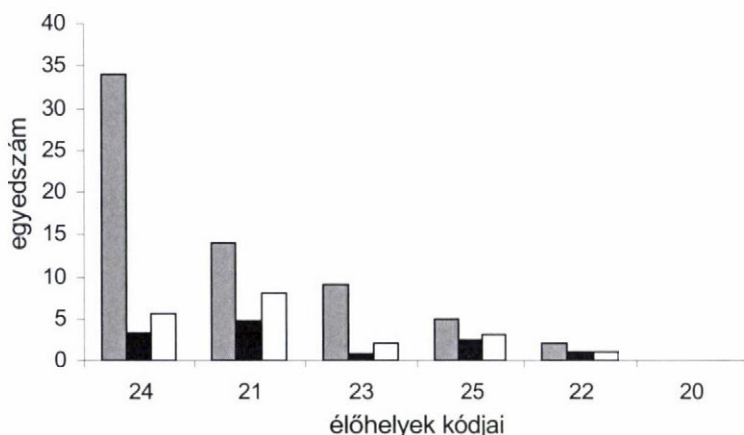
Eredmények

Az állományok jellemzői

Triturus carnifex

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság (ÖNPI) területén öt, korábban már ismert szaporodóhelyen (6 élőhelyen), 2008. márciusától júniusáig, 31 terepnapon 65 mintavétel során 63 egyed került kézbe csapdázással és további 12 példány megfigyelése történt az esti lámpázások során.

A legtöbb egyed a Bárkás-tó békaszőlős társulása területén (24.) került elő (1. ábra). Ez a víztér a szaporodáshoz optimális élőhelyi feltételeket biztosít, közvetlen szomszédságában pedig megfelelő szárazföldi táplálkozóhely és hibernálóhely biztosított. Igen kedvező élőhelyi feltételeket mutat még a Vadása-tó (21.) élőhelye. A keserűszeri tókákban (20.) csapdázással nem sikerült a fajt kimutatni. Az egy sikeres mintavételre jutó vagy a megfigyelt legmagasabb egyedszám sorrendjében a Vadása-tó (21.) megelőzi a Bárkás-tó 24-es élőhelyét.



1. ábra. A *Triturus carnifex* megfigyelt egyedszámainak alakulása az egyes élőhelyeken. (szürke oszlopok – az egy év során megfigyelt összes egyed halmozott száma, fekete – egy sikeres mintavételre jutó egyedszám/50m², fehér – az év során egy mintavételkor megfigyelt legmagasabb egyedszám/50m²)

Figure 1. Number of observed individuals of *Triturus carnifex* at the sampling sites (different habitats) (grey bars – pooled number of observed individuals, black – number of individuals / 50 m² / successful sampling, white – highest observed number of individuals / 50 m² / sampling)

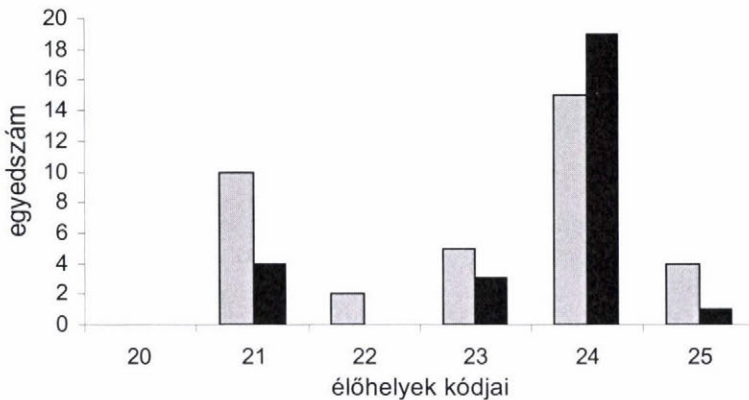
A mintavételek során fiatal állat észlelése nem történt. A vizsgált mintavételi időszak sajátossága, hogy akkor csak az ivarérett egyedek jelennek meg a szaporodóhelyen, a fiatalok később vagy nem is húzódnak be a vizekbe.

A *T. carnifex* palackcsapdázással előkerült 63 kifejlett példánya közül 36 hím, 27 nőstény volt, az ivarány 1,33, tehát az összes megfigyelt egyedszám tekintetében a hímek kissé nagyobb arányban voltak jelen, vagy gyakrabban mentek bele a csapdába (2. ábra). Ettől az átlagos értéktől az egyes élőhelyeken eltérések adódnak, de egy kivételtől eltekintve a hímek túlsúlya jellemző.

A Bárkás-tó egyik élőhelyén (24.) a nőstények, másik élőhelyén (23.) a hímek kerültek elő nagyobb számban, míg a két élőhely adatait együtt elemezve a nőstények minimális létszámtöbblete adódott (ivarány: 0,9).

A faj sötétedés utáni lámpázással megfigyelt egyedeinek összes száma 12 volt, ebből 9 a hím, 3 a nőstény, ami a hímek feltűnő túlsúlyát mutatja. Egy egyed kivételével az összes töb-

bit a keserűszeri tókákban (20.) sikerült megfigyelni. A hímek feltűnően nagyobb aránya valószínűleg az alkalmazott módszerből adódó jellegzetesség, hiszen a vizuális megfigyelés során az aktívabb, többet mozgó hímek lényegesen nagyobb valószínűséggel figyelhetők meg.



2. ábra. A *Triturus carnifex* palackcsapdázással megfigyelt egyedeinek ivarmegoszlása az egyes élőhelyeken. (szürke oszlopok – hímek, fekete – nőstények)

Figure 2. Numbers of male and female *Triturus carnifex* captured by funnel-traps. (grey bars – males, black – females)

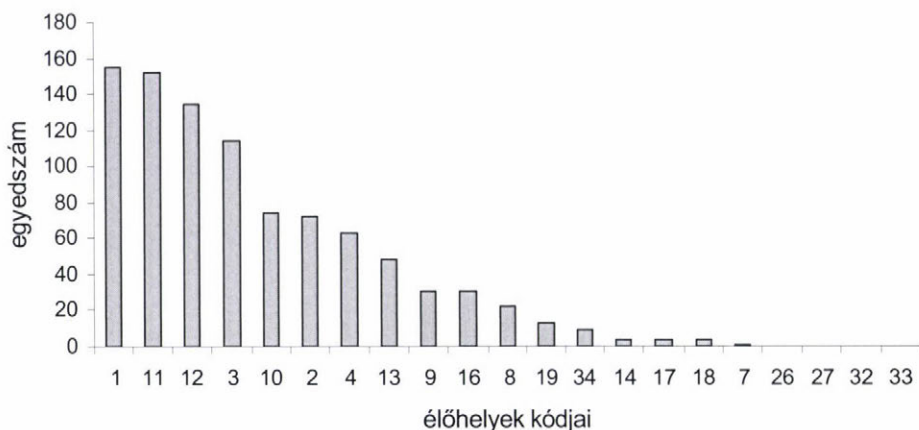
Triturus dobrogicus

A projekt során megfigyelt összes egyed halmozott egyedszáma élőhelyenként jól jelzi az egyes mintavételi területek, tájegységek és víztípusok közötti különbségeket (3. ábra). A legtöbb egyed az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság (ANPI) területén a barázdásszéli Bodrog-holtág sekély vizű élőhelyén (1.) és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) területén kiásott kubikárokban, a szénadúlói fűz-nyár ligeterdőben (11.) került elő.

Igen kedvező élőhelyi feltételeket mutat még a KNPI területén a szénadúlói zsombéksásos (12.) és a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság (HNPI) területén a bockereki Szipa-holtág sekély vizű élőhelye (3.). Ezek a területek a nagy testű gőtefajok tipikus síkvidéki előfordulási területei.

Érdekes és a további monitorozásban módszertani szempontból fontos adat, hogy az ANPI területén a barázdásszéli Bodrog-holtág mély vizű élőhelyén (2.), illetve a HNPI területén a bockereki Szipa-holtág mély vizű élőhelyén (4.) jóval kevesebb egyed került elő, mint a szomszédos sekély vizű élőhelyeken.

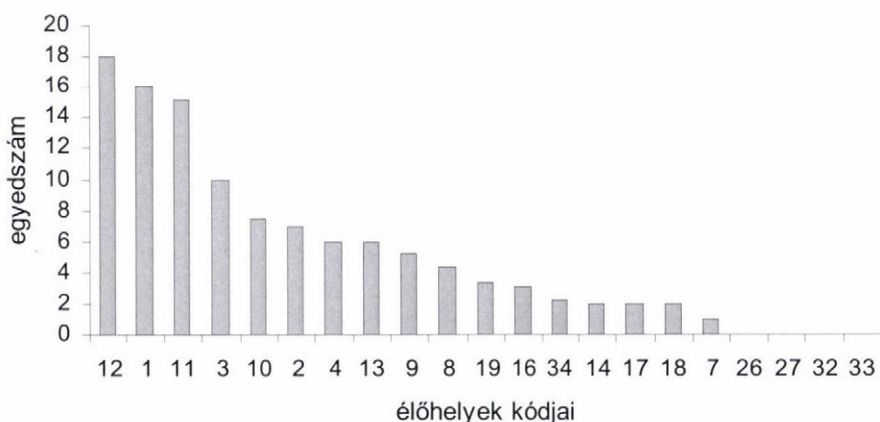
A fajt az ÖNPI-hoz tartozó szelestei, egykori katonai lőtér területén kialakult vizezterektől (26., 27.), valamint a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság (FHNPI) területén található győrzármolyi Patkányos I–II. élőhelyeken (32., 33.) egyáltalán nem sikerült kimutatni.



3. ábra. Az élőhelyek sorrendje a projekt során befogott összes *Triturus dobrogicus* egyedszáma alapján.

Figure 3. Ranking of the sampling sites according to the numbers of *Triturus dobrogicus* individuals trapped during this project.

A halmozott, megfigyelt egyedszámok helyett a sikeres mintavételek során 100 m^2 egységnyi területre eső átlagos egyedszámot nézve a sorrend némileg változik, bár a kiemelkedően jó élőhelyi feltételeket mutató első 5 mintavételi terület göteállományai itt is a magasabb értékeket mutatják (4. ábra). Ez azt jelzi, hogy a relatív abundanciaviszonyok jellemzésére a halmozott egyedszámadatok is közelítő értékként megfelelőek lehetnek.

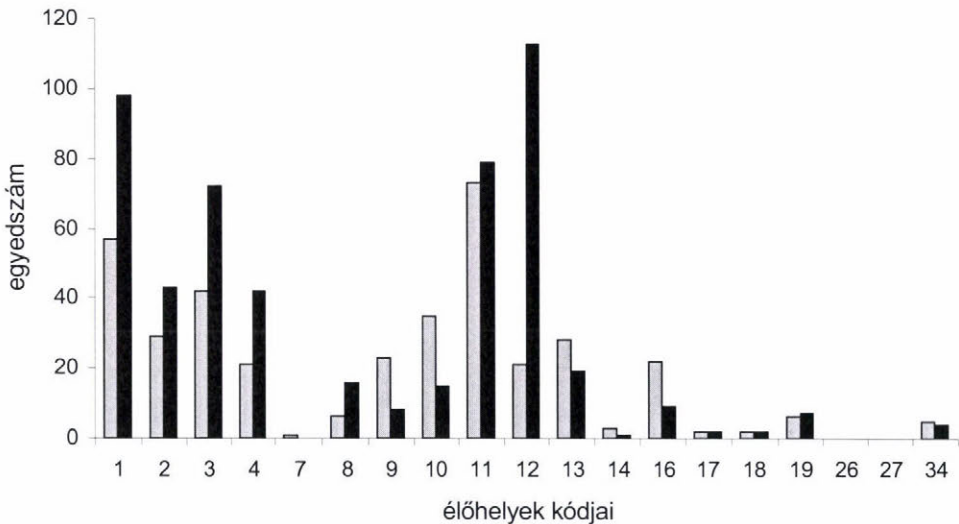


4. ábra. A sikeres mintavételek során egységnyi területre (100 m^2) vetített *Triturus dobrogicus* egyedszámok alakulása az egyes élőhelyeken.

Figure 4. Average number of *Triturus dobrogicus* individuals per 100 m^2 caught during successful sampling events.

A mintavételek során fiatal állat észlelése csak a kétegyházi árapasztó (10.) csatornájában történt. A vizsgált mintavételi időszak sajátossága hogy akkor többnyire csak az ivarérett egyedek jelennek meg a szaporodóhelyen, a fiatalok később vagy nem is húzódnak be a vízterekbe.

A dunai tarajosgöte vizsgált élőhelyein palackcsapdázással előkerült 906 kifejlett példány közül 376 hím, 530 nőstény volt, az ivararány 0,7, tehát az összes megfigyelt egyedszám tekintetében a hímek kisebb számban voltak jelen (5. ábra). Ettől az átlagos értéktől az egyes élőhelyeken ugyan eltérések adódnak, de a 9., 13., 14., 16., 34. kivételével a nőstények számbeli fölénye jellemző.



5. ábra. A *Triturus dobrogicus* palackcsapdázással megfigyelt egyedeinek ivar szerinti megoszlása. (szürke oszlopok – hímek, fekete – nőstények)

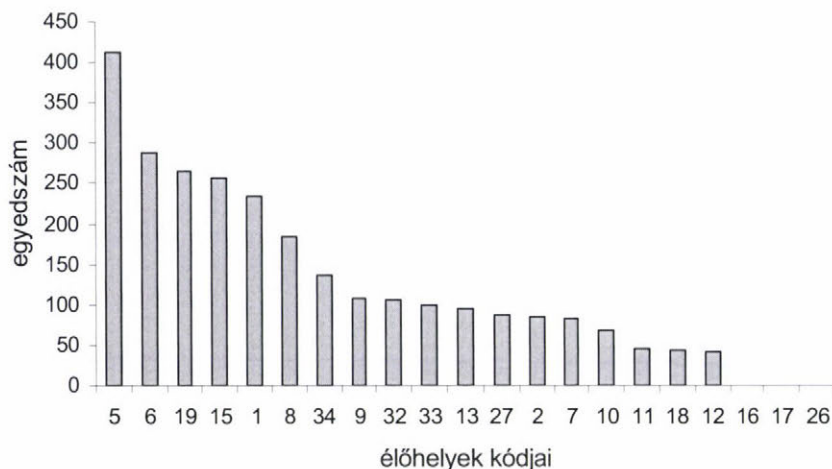
Figure 5. Number of male and female *Triturus dobrogicus* specimens obtained by funnel-trapping. (grey bars – males, black – females)

Bombina bombina

A projekt során megfigyelt összes egyed halmozott száma élőhelyenként jól jelzi az egyes mintavételi területek, tájegységek és víztípusok közötti különbségeket (6. ábra). A legtöbb egyed a HNPI területén a Csengersimai-halastavak térségében (5., 6.) került elő. Ezek közül is kiemelkedik a Szamos-holtág (5.) élőhelyi alkalmassága a faj számára. Igen kedvező élőhelyi feltételeket mutat még a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság (DINPI) területén lévő farmosi Nagy-nádas (15.), az ANPI területén a barázdásszéli Bodrog-holtág (1.) és a Bükk Nemzeti Park Igazgatóságához (BNPI) tartozó tiszabábolnai Tisza-holtmeder (8.). Ezek a területek a *Bombina bombina* tipikus síkvidéki előfordulási területei. Érdekes színfolt a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság (BFNPI) területén az öcsi Nagy-tó (19.), ahol nagy létszámú vöröshasúunka-állomány került elő annak ellenére, hogy a terület

330 m tengerszint feletti magasságban helyezkedik el, és mikroklímája a kora tavaszi időszakban kifejezetten hűvös. Ez jelzi a faj igen jó alkalmazkodó képességét a magasabban fekvő, hűvösebb klímájú területekhez.

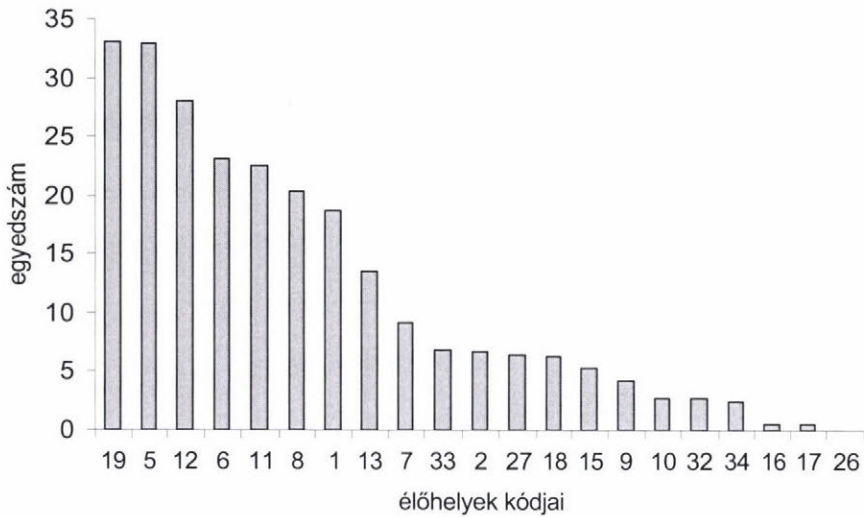
A Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság (DDNPI) területén a Lankóci-erdőben (16., 17.) csak elvétve került elő a faj, míg az ŐNPI-hoz tartozó szelestei, egykori katonai lőtér területén kialakult egyik víztérből (26.) egyáltalán nem sikerült kimutatni.



6. ábra. Az élőhelyek sorrendje a projekt során befogott összes *Bombina bombina* egyedszáma alapján.
Figure 6. Ranking of sampling sites determined by the pooled number of observed *Bombina bombina* individuals in this project.

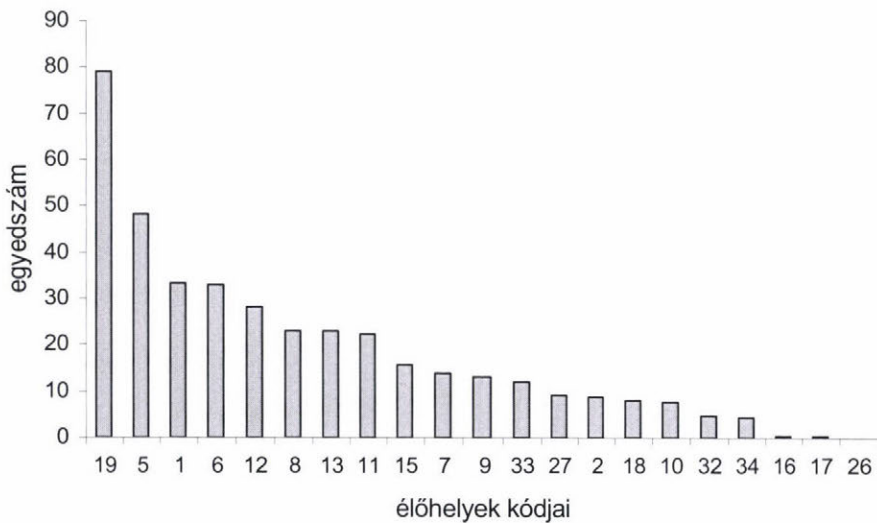
A halmozott, megfigyelt egyedszámok helyett a sikeres mintavételek során 100 m² egységnyi területre eső átlagos egyedszámot nézve a sorrend némileg változik, bár a kiemelkedően jó élőhelyi feltételeket mutató mintavételi területek unkaállományai többnyire itt is a magasabb értékeket mutatják (7. ábra). Némileg torzítja a képet az, hogy ebben az összefüggésben azok az élőhelyek (pl. 11.: Kunadacsi-szénadűlők) is elől állnak a sorrendben, amelyekben a sikeres mintavételi alkalmak száma alacsony volt (például mert a víztér kiszáradt), de a rövidebb megfigyelhetőségi időszakban a területen előforduló unkaállomány koncentráltabb volt a vizsgált víztérben.

Amikor a projekt során megfigyelt legmagasabb egyedszámértékeket hasonlítjuk össze egységnyi területre vonatkoztatva, kitűnik, hogy a legjobb, illetve a legkevésbé alkalmas élőhelyek csoportjain belül nincs lényeges eltérés, azaz ez a mutatószám is jelzi az állományok nagyságát (8. ábra). Ez megadja az adott élőhelyen, a felmérés idején jelen lévő minimális egyedszámot, amelynél a populáció lehet nagyobb, de kisebb semmiképpen.



7. ábra. A sikeres mintavételek során egységnyi területre (100 m^2) vetített *Bombina bombina* egyedszámok alakulása az egyes élőhelyeken.

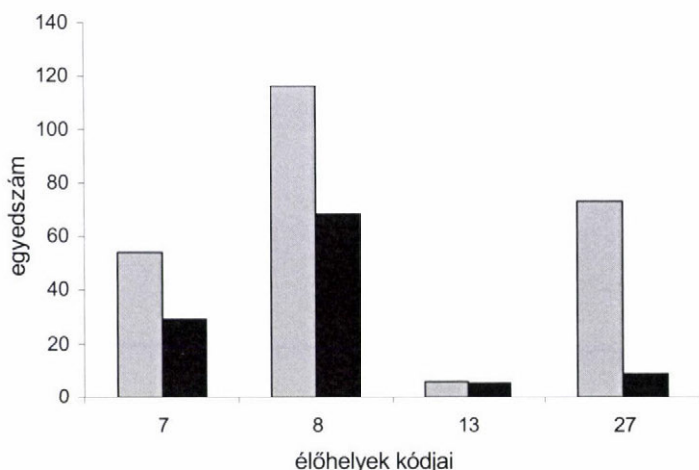
Figure 7. Average number of individuals observed on 100 m^2 area during the successful sampling events in each sampling site.



8. ábra. A mintavételi időszak során egy alkalommal megfigyelt maximális *Bombina bombina* egyedszám alakulása az egyes élőhelyeken, egységnyi területre (100 m^2) vetítve.

Figure 8. Maximum number of individuals observed in a standard area (100 m^2) in each sampling sites.

A felmérések során fiatal egyedek nem kerültek azonosításra. A kifejlett alakok ivari megoszlását csak azokon a kis kiterjedésű, kevés búvóhelyet biztosító élőhelyeken tudtuk felmérni, ahol a kézzel vagy hálóval történő befogásuk nem eredményezte az állomány további felmérésének megghiúsulását. Valamennyi élőhely adatait együttesen kezelve egy nőstényre átlagosan 2,2 hím jutott, azaz több mint kétszer több hím volt a területeken, mint nőstény (9. ábra). Élőhelyenként nézve a 27. esetében ez az érték 8,1, míg a 7.-nél 1,9, a 8.-nál 1,7, a 13.-nál pedig 1,2.



9. ábra. A *Bombina bombina* nappali vizuális megfigyelése során befogott egyedeinek ivarmegoszlása (csak azok az élőhelyek szerepelnek, ahol az állatok befogása lehetséges volt). (szürke oszlopok – hímek, fekete – nőstények)

Figure 9. Number of male and female *Bombina bombina* captured during visual observation (only sampling sites are shown where capture of toads were possible). (grey bars – males, black – females)

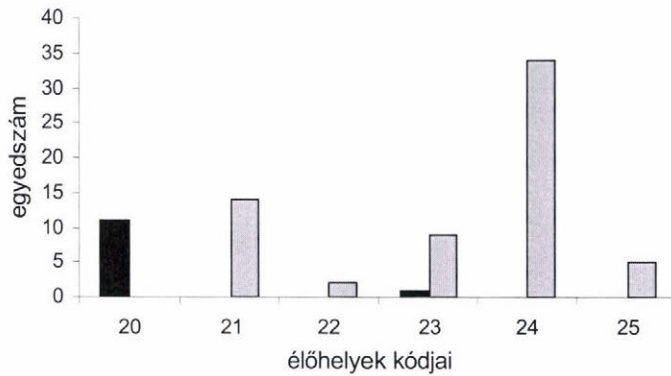
A mintavételi módszerek összehasonlítása

Triturus carnifex és *Triturus dobrogicus*

A két götefaj sötétedés után lámpázással folytatott megfigyelése a vizsgált időpontok többségében nem volt sikeres, ahol pedig egyáltalán eredményt adott, ott a sikeres mintavételek száma alacsony és a megfigyelt egyedek száma is kevés volt (10. és 11. ábra). A módszer a mintavételi helyek közül csak a tókák és igen kis vízterek esetében volt hatékony, ahol a teljes mintavételi víztér terület áttekinthető a partról a gőték zavarása nélkül. A *Triturus carnifex* fajt a keserűszeri tókák (20.) esetében csak ezzel a módszerrel lehetett kimutatni. A nagyobb vízterekben a partról nem végezhető el ezzel a módszerrel a mintavétel, például a növényzet takarása miatt. Ha viszont ezekben a vízterekben a vízben haladva végeztük a mintavételt, a gőték elmenekültek még mielőtt számolhatók lettek volna, ezért ezt a megoldást nem javasoljuk.

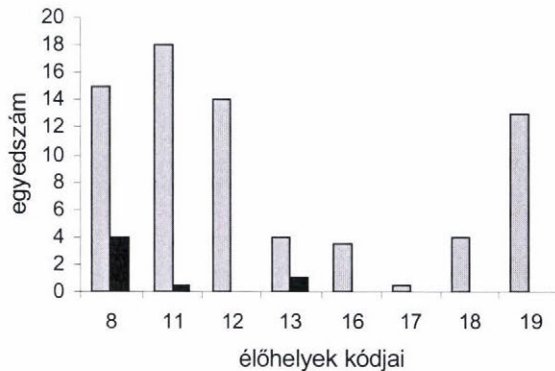
A palackcsapdázás a kis kiterjedésű tókat leszámlítva az egyik legsokoldalúbb, a jelenlét–hiány és a mennyiségi mintavétel céljaira is alkalmas módszernek tekinthető. Szakszerű és lelkiismeretes használata esetén nem jelent jelentős kockázatot a gőté egyedeire. A vizsgálat során befogott egyedek között elhullás vagy sérülés nem történt.

A gőté kétféle módszerrel végzett felmérései eredményei között lévő különbség jól látható az egyes mintavételi időpontokban (10. és 11. ábra). Az adatok mutatják, hogy az azonos időszakban (esti lámpázás és reggeli csapdafelvétel) kapott adatok a legtöbb esetben csak az egyik vagy csak a másik módszer hozott eredményt.



10. ábra. A megfigyelt *Triturus carnifex* egyedek halmozott egyedszám adatai élőhelyenként a két mintavételi módszer szerint. (szürke oszlopok – palackcsapdázás, fekete – lámpázás)

Figure 10. Pooled number of observed individuals (methods and survey sites shown separately). (grey bars – funnel-trapping, black – visual observations using flashlight at dark)



11. ábra. A palackcsapdázás és a lámpázás módszerével megfigyelt összes *Triturus dobrogicus* egyed számának alakulása azokon az élőhelyeken, ahol 24 órán belül a két módszer alkalmazva volt. (szürke oszlopok – palackcsapdázás, fekete – lámpázás)

Figure 11. Numbers of *T. dobrogicus* individuals caught by funnel-traps or spotted by after dusk visual observation at sites where the two methods were used in parallel within 24 hours. (grey bars – funnel-trapping, black – visual observations using flashlight at dark)

Eredményeink azt mutatják, hogy a lámpázással történő felmérés elsősorban kiegészítő jellegű, esetleg csak a faj jelenlét–hiány megállapítására alkalmas. Mennyiségi adatok gyűjtésére korlátozottan, csak egyes jól átlátható víztípusokban alkalmazható.

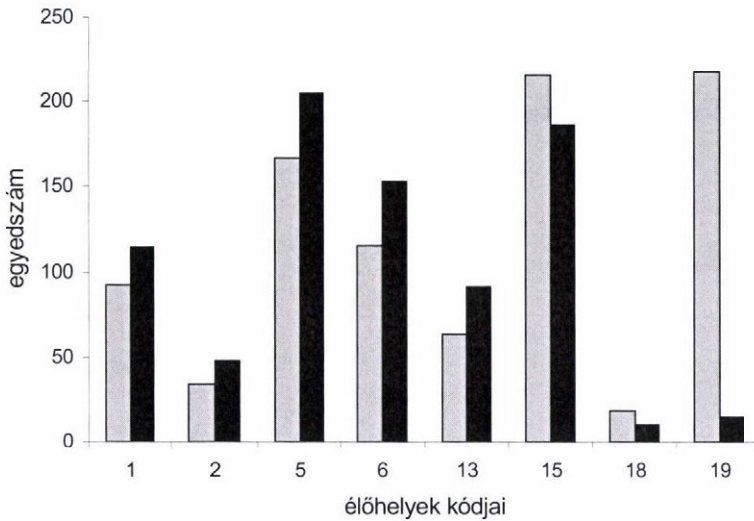
Bombina bombina

A monitorozási módszereket több élőhelyen, több alkalommal teszteltük, azaz egy bizonyos területen néhány órás eltéréssel (24 órán belül) végeztük el. Az élőhelyi adottságok miatt azonban nem volt lehetőség minden módszer valamennyi élőhelyen történő kipróbálására. Valamennyi alkalmazott módszer kivitelezhetőségét és eredményeit az élőhelyi sajátosságok, a növényzet magassága és sűrűsége nagymértékben meghatározták.

A nappali vizuális megfigyelés legalább a vizsgálati időszak kezdetén minden élőhelyen jól alkalmazható módszer volt a vöröshasú unka minőségi és mennyiségi felmérésére egyaránt. Ahol a megfigyelhetőséget nem zavarta a növényzet, ott a leginkább használható felmérésnek bizonyult.

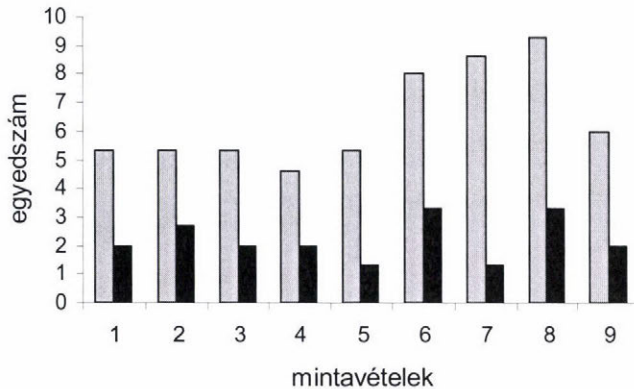
A sötétedés utáni lámpázás csak azokon az élőhelyeken vált be, ahol az állatok nem húzódtak be a növényállomány sűrűjébe, például a nádasba. A 12. ábrán csak azok az egyébként igen kedvező élőhelyi körülményeket mutató élőhelyek vannak feltüntetve, ahol 24 órán belül mindkét módszert alkalmaztuk. Látható, hogy az élőhelyek egy részénél a sötétedés utáni felmérés a nappalihoz képest magasabb egyedszámokat mutat, míg másoknál alacsonyabbat. Ennek oka az éjszakai megfigyelhetőségben rejlik. Az 1., 2., 5., 6. és a 13. élőhelyeken szinte alig volt lehetősége az unkáknak elbújni a növényzetbe, ha volt is nádas a sekély parti sávban, az még belátható volt. Ezzel szemben a 15. élőhely (a Nagy-nádason keresztül vezető Kékbecs-tanösvény) mentén egy keskeny nyílt sáv után sűrű nádas akadályozta a megfigyelhetőséget. Ugyanez a helyzet volt az öcsi Nagy-tó esetén, ahol az unkák éjszaka behúzódtak a nádasba (feltehetően a kedvezőbb mikroklimatikus feltételek miatt is). Mindezen felmerülő problémák ellenére megállapítható, hogy a lámpázással történő felmérés a faj jelenlét–hiány kimutatására alkalmas, mint kiegészítő módszer jól alkalmazható mindazon élőhelyeken, ahol a megfigyelhetőséget nem akadályozza a vegetáció. Egyes, jól átlátható élőhelytípusokban mennyiségi adatok gyűjtésére is alkalmas lehet.

A tesztmódszerként alkalmazott akusztikus észlelés eredményei lényegesen alulmaradtak a vizuális megfigyeléshez képest. Alkalmazhatósága a terepi viszonyok, növényzet borítása és szerkezete miatt a legtöbb élőhelyen nem volt kivitelezhető olyan formában, hogy az egységnyi és a kiválasztott területre kimutatható adatokat adjon. Az esetek többségében, ahol a *Bombina bombina* előfordul, ott olyan tömeges, hogy az egyszerre megszólaló hímek azonosítása, bármilyen egyedszámérték megadása (speciális mérőműszerek nélkül) nem valósítható meg. A projekt keretében egy élőhelyen (27.) az alacsony unkaszám és a nem korlátozott megfigyelhetőség miatt lehetőség volt a nappali vizuális és az akusztikus megfigyelés összehasonlítására. A 13. ábra jelzi, hogy egy alkalom kivételével valamennyi mintavétel esetében az akusztikus megfigyelés kevesebb mint a felét mutatta ki az egyedeknek, mint a vizuális megfigyelés. Ez viszont nem egyértelműen rossz eredmény, hiszen a nappali felmérésnél a nőstények is, míg az akusztikuskor csak a hímek kerülnek regisztrálásra.



12. ábra. A *Bombina bombina* egymással összevethető nappali vizuális és lámpázásos felmérése során kapott egyedszámok. (szürke oszlopok – vizuális megfigyelés nappal, fekete – vizuális megfigyelés lámpázással)

12. Figure. Number of individuals of *Bombina bombina* using visual observation during the day and after dusk. (grey bars – visual observations at daylight, black – visual observations, using flashlight at dark)



13. ábra. A *Bombina bombina* egymással összevethető nappali vizuális és akusztikus felmérései során kapott egyedszámok a 27. élőhelyen az elvégzett 9 mintavételi alkalommal. (szürke oszlopok – vizuális megfigyelés nappal, fekete – akusztikus észlelés)

Figure 13. Comparison of number of individuals applying visual observation during the day and acoustic observation on sampling site 27. during 9 sampling events. (grey bars – visual observations at daylight, black – acoustic observation)

Együttes előfordulás más kétélűfajokkal

A *Triturus carnifex* valamennyi vizsgált élőhelyen együtt fordult elő a *Lissotriton vulgaris*, a *Hyla arborea*, a *Rana dalmatina* és a *Pelophylax esculentus* komplex tagjaival (2. táblázat). Egy élőhelyen (22.: Pankasz) *Rana arvalis* fajjal együtt került elő. Az itt élő *Rana arvalis* a Rába völgyében előforduló állomány legdélibb ismert előfordulása, a területre nézve a faj új elterjedési adata.

A *Triturus dobrogicus* valamennyi vizsgált élőhelyen együtt fordult elő a *Lissotriton vulgaris*, a *Hyla arborea*, a *Bombina bombina*, a *Pelobates fuscus* és a *Pelophylax esculentus* komplex képviselőivel (2. táblázat). Több élőhelyen együtt fordult elő továbbá a *Bufo bufo* (1., 2., 3., 4., 16., 18., 32.), a *Rana dalmatina* (3., 4., 16., 18., 19.) és a *Rana arvalis* (1., 2., 3., 4., 16., 34.) fajokkal. Ritka előfordulásának tekinthető a *Bufo viridis* (3., 4.). Egy élőhelyen (27.) nem sikerült egyetlen kétélűfajt sem megfigyelni, aminek elsődleges oka az lehet, hogy a bányagödörben kialakult víztérben nagy számban fordul elő törpeharcsa és naphal.

A *Bombina bombina* valamennyi vizsgált élőhelyen együtt fordult elő a *Lissotriton vulgaris*, a *Triturus dobrogicus*, a *Hyla arborea*, a *Pelobates fuscus* fajokkal és a *Pelophylax esculentus* komplex képviselőivel (2. táblázat). Több élőhelyen együtt fordult elő továbbá a *Bufo bufo* (1., 2., 16., 18., 32.), a *Rana dalmatina* (16., 18., 19.) és a *R. arvalis* (16., 34.) fajokkal.

2. táblázat. A kiválasztott Natura 2000 fajok együttes előfordulása más kétélűekkel, az élőhelyek számát feltüntetve.

Table 2. Co-occurrence of the selected Natura 2000 species with other amphibian species. Ratios indicate the number of sites where the given species was detected.

	<i>Triturus carnifex</i> (6 élőhelyen)	<i>T. dobrogicus</i> (21 élőhelyen)	<i>Bombina bombina</i> (21 élőhelyen)
<i>Triturus dobrogicus</i>	–		21/21
<i>Lissotriton vulgaris</i>	6/6	21/21	21/21
<i>Bombina bombina</i>	–	21/21	
<i>Pelobates fuscus</i>	–	21/21	21/21
<i>Hyla arborea</i>	6/6	21/21	21/21
<i>Bufo bufo</i>	–	7/21	5/21
<i>Bufo viridis</i>	–	2/21	–
<i>Rana dalmatina</i>	6/6	5/21	3/21
<i>Rana arvalis</i>	1/6	6/21	2/21
<i>Pelophylax esculentus</i> komplex	6/6	21/21	21/21

Javaslatok a mintavételi protokoll fejlesztésére

Általános javaslatok

Vizuális megfigyelés

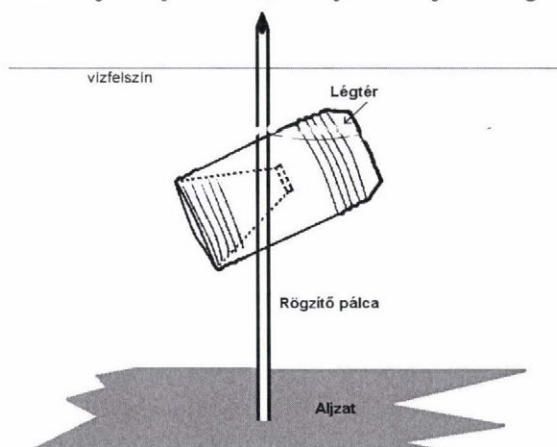
Minőségi és mennyiségi felvételezéshez egyaránt alkalmazható a vizuális megfigyelés, amely valamennyi felmérési, gyűjtési módszer közül a legkönnyebben kivitelezhető. A vízparton haladva végzett vizuális megfigyelés előnye, hogy a vízi élőhelyet nem vagy csak

minimális mértékben károsítja. A nappali vizuális megfigyelést a kisebb vízterek esetében mindenképpen egészítse ki éjszakai lámpázásos felvételezés. A kijelölt pontokról történő vizuális megfigyelés a jól belátható kis kiterjedésű vizes élőhelyeken nagy hatékonysággal alkalmazható passzív módszer. A módszer alkalmazása azonban nem ad megfelelő eredményeket az igen nagy kiterjedésű tavak, igen kicsi populációlétszám, és zavaros, növényekkel sűrűn benőtt, rosszul belátható vízterek esetén.

Ha az élőhelyi viszonyok jelentősen nem változnak vagy a szaporodó állatok eloszlásában (aggregációjában) az előző évhez képest nincs változás, akkor a felmérést ugyanazonokon az állandó, kijelölt helyeken kell elvégezni. Az egységként kijelölt 50 m hosszú, 5 m széles sáv méretétől el lehet térni, ha a partszegély vegetációja nem teszi lehetővé a sáv beláthatóságát. Ilyen esetben a látható sáv szélesség figyelembevételével úgy kell a hosszúságot kijelölni, hogy a vizsgált terület 250 m^2 legyen. Olyan élőhelyeken, ahol több kisebb víztest határozza meg a faj metapopulációs szerkezetét, a kijelölt mintavételi területen belül valamennyi potenciális szaporodóhelyet vizsgálni kell. Változó kiterjedésű (pl. fokozatosan kiszáradó) vízterek esetében, amennyiben még a szaporodó állomány felmérése a cél, akkor a sávok kijelölésekor igazodni kell az aktuális partszegélyhez. A mintavételi egységek száma mintavételi helyenként legalább öt darab 5 m széles és 50 m hosszú (250 m^2) sáv legyen. Az 50 méter hosszú mintavételi egységek között lehet kihagyás, amennyiben arra szükség van a partszakasz alkalmatlansága miatt. Igen kis vízfelületek esetén (kerülete kisebb, mint az egységként használt 50 m hosszúság – pl. tókák, pocsolyák) a tényleges területet kell megadni. A partvonalra vonatkozó egyedszámadatok nem vetíthetők ki a vizsgált víztér területére.

Palackcsapdázás

Az élvefogó csapda 1,5 literes pillepalackból készülhet (14. ábra) úgy, hogy a szűkülő részt levágjuk majd visszafordítva a palacktestbe illesztjük (BRIGGS et al. 2006, GRIFFITHS 1985). A pálcához ferdén (kb. 45° -ban) illesztett csapdát a vízben az aljzathoz rögzítjük úgy, hogy légbuborék maradjon a palackban, amely biztosítja a levegőt az állatok számára.



14. ábra. Az összeállított palackcsapda képe és kihelyezésének vázlatrajza.

Figure 14. A detailed outline of an assembled funneltrap.

A csapdázás a götefajok jelenlétének kimutatására is, de elsősorban az állomány nagyságának felmérésére feltétlenül ajánlott módszer. A 0,3 m vagy annál mélyebb, álló vagy lassú folyású vizek esetén jól alkalmazható. A víztér rendszeres monitorozásának megkezdésekor a javasolt csapdaszámtól eltérően, attól sokkal ritkább elhelyezésben érdemes a víztér partszegélyének minél nagyobb arányban történő, tájékozódó jellegű felmérése, annak érdekében, hogy a gőtéek által preferált területrészeket kiválaszthassuk. A módszer biztonságos, szakszerű és lelkiismeretes használata esetén nem jelent kockázatot a faj egyedeinek túlélésére. Munkaráfordítás-igénye a többi módszerhez képest magas. A csapdákat a vízbenyúló, elsüllyedt faágak, sás, gyékény vagy nádcsomók, hínárfoltok szélén kell elhelyezni. A palackcsapdákat a tavaszi időszakban az esti órákban helyezzük ki egy-egy éjszákára, körülbelül 10 óra expozíciós időre. Reggel a csapdákat felszedjük, a gőtéket meghatározzuk és megszámloljuk. Ügyelni kell a csapdák feltűnő megjelölésére, hogy a felszedésnél valamennyi csapda eltávolításra kerüljön.

A kétéltűek kitridiomikózis fertőzésveszélyének csökkentése

A *Batrachochytrium dendrobatidis* rajzóspórás gomba Földünk számos pontján okoz tömeges állománycsökkenést, kihalást a kétéltűfajok körében. A kitridiomikózis Európa több országában, köztük hazánkban is kimutatásra került (VÖRÖS et al. 2009). A gomba terjedésében a természetes úton túl fokozott veszélyt jelentenek a vizes élőhelyek közelében megfigyeléseket, békamentést, kutatásokat végző emberek. Felszereléseiken, bakancsukon, ruházatukon terjeszthetik a kórokozót, amikor egyik vizes élőhelyről átmennek a másikra. A fertőzés továbbterjedésének megakadályozása céljából kidolgozott protokollt (VÖRÖS 2010) be kell tartani.

Terepmunka előtt győződjünk meg arról, hogy minden terepi felszerelés (csizma, bakancs, ruházat, hálók, csapdák stb.) előzetesen megfelelően tisztítva/fertőtlenítve/száritva lett-e. Ha több vizes élőhely között folyik a munka, a helyszínváltás előtt tisztítsuk/fertőtlenítsük le a felszerelést. Ha nagyobb kiterjedésű vizes területen mozgunk, időközönként fertőtlenítsük a felszerelést. Viseljünk gumikesztyűt, (lehetőleg púdermenteset), lehetőleg ne tároljuk a kétéltűeket együtt, hanem próbáljuk egyesével elkülöníteni egymástól. A fertőtlenítés módja: 1./ Készítsünk gombaölő hatású, 1% Virkon® oldatot. 2./ A vizet elhagyva tisztítsuk le a felszerelést (sár, szennyeződések eltávolítása kefével), majd perme-tezzük rá az oldatot. 3./ Az eszközök, a lábbeli újbóli használata előtt várni kell legalább 5 percet, de a leghatásosabb, ha megvárjuk, amíg megszárad. 4./ A fertőtlenített felszerelést tároljuk nejlonzsákokban. 5./ A felszerelést és a kezünket fertőtleníthetjük 70%-os alkohollal is. 6./ A terepről visszatérve a használt ruházatot 60°C-on mosva fertőtleníthetjük. 7./ A használt kesztyűket, más eldobható felszerelési tárgyat kezeljük Virkon®-nal mielőtt a szemétkukába kerülnek.

Módszertani javaslatok a Triturus carnifex és a T. dobrogicus fajok monitorozásához

Az optimális mintavételi időszak *Triturus carnifex* esetében: március végétől május közepéig, *T. dobrogicus* fajnál március közepétől, végétől május végéig tart. A faj jelenlétének kimutatására és az állomány mennyiségi viszonyainak jellemzésére az alkalmazott módszerek mindegyike megfelelő adatokat biztosít, abban az esetben, ha azok megállapodás szerinti egységre (hosszúság, terület vagy csapdaszám) vonatkoznak

A faj jelenlétének kimutatására a vizuális megfigyelés kiegészítéseként vagy önálló módszerként javasolható a csapdázás alkalmazása. A jelenlét–hiány kimutatásához a csapdákat a mennyiségi felvételezésnél javasolt távolságnál ritkábban is el lehet helyezni. Az egymás utáni csapdázások alkalmával, amennyiben befogás még nem történt, javasolható a csapdázás helyszíneinek megváltoztatása.

Mennyiségi felméréskor a csapdázást az adott élőhely klimatikus viszonyainak ismeretében, a szaporodási időszak hosszához igazítva, legalább 5 alkalommal kell végezni, olyan gyakorisággal, hogy lefedje a kezdeti és az optimális időszakot. Ezt az eljárást alkalmazva a szaporodási időszak teljes intervallumára kapunk egyedszám adatokat. A javasolt csapdászám: 50 db / 50 m (ha a víztér ennél kisebb, annak teljes felületét mintavételezzük, a méretét feljegyezzük.). Amennyiben lehetőség van rá, érdemes a nagyobb vizek esetében több ponton is kialakítani ezeket a csapdasorokat, mivel így nagyobb biztonsággal tudjuk kimérni azokat az élőhelyrészeket, amelyeket ténylegesen használnak a szaporodáshoz. Egy élőhelyen (ha a víztér partszakaszának hossza ezt lehetővé teszi) minimum 50 db csapdát helyezzünk ki a gőtek számára leginkább kedvezőnek tűnő szaporodóhelyeken. Amennyiben a csapdák elhelyezésére egy szakaszban nincs lehetőség, akkor azok több szakaszban is eloszthatók. Annak érdekében, hogy a szaporodási időszak során megfigyelhető maximális egyedszámát (minimális populációméretet) regisztrálni lehessen, a felfutó egyedszámértékek ellenőrzése céljából kezdetben legalább 2–3 alkalommal, több nap eltéréssel kell végezni felmérő csapdázást.

Amennyiben nem csupán jelenlét–hiány vagy a minimális populációméret megállapítása, hanem a becsülhető teljes állománynagyság kimutatása a cél, akkor a csapdákat a szaporodási időszak kezdetén több, tájékozódó jellegű felmérés után egymást követő három nap is ki kell helyezni, valamint a befogott példányokat egyedileg kell azonosítani (egyedi hasoldali mintázat segítségével). A szaporodási időszak csúcán, a három egymást követő nap befogott példányok egyedi azonosítása alapján lehet az állománynagyságot becsülni (SINSCH 2005). A módszer jelentős többlet idő- és munkaráfordítást igényel, ezért használata elsődlegesen kutatási célok megvalósításakor ajánlott. A módszer sikeres alkalmazását nagymértékben befolyásolja a víztér kiterjedése, a vegetáció sűrűsége, a kihelyezett csapdák száma. Nem vagy csak nagyon pontatlanul értékelhetők az adatok, ha a befogott egyedek száma kevesebb, mint a populáció 10%-a (BRIGGS et al. 2006).

Módszertani javaslatok a Bombina bombina állományok monitorozásához

Az optimális mintavételi időszak a *Bombina bombina* esetében: március közepétől június közepéig tart. Ajánlott a hetente–kéthetente végrehajtott felmérés, mert így nyomon követhető az állománynagyság felfutása, a jelenlét ideje. A vöröshasú unka jelenlét–hiány kimutatására kizárólagosan egy módszer nem javasolható, feltétlenül szükséges kiegészítő módszerek alkalmazása. A nappali (esetleg ezt helyettesítő sötétedés utáni lámpázásos) vizuális megfigyelés a legtöbb élőhelyen alapszerepként használható, de azokon az élőhelyeken, ahol a megfigyelhetőség akadályozott, ott feltétlenül ki kell egészíteni az akusztikus módszerrel. A jelenlét–hiány kimutatására legalább 3 alkalommal kell felmérést végezni.

A faj mennyiségi vizsgálatára leginkább a nappali vizuális megfigyelés vált be, de egyes élőhelyeken ugyanilyen jó eredményt adhat a sötétedés utáni lámpázás is. Mennyiségi felvételezésre az akusztikus észlelés nem alkalmas. Az állomány nagyságának becslésére leg-

alább 5 alkalommal kell felmérést végezni. Mennyiségi vizsgálatokhoz jól alkalmazható a hasoldalról készített fotó alapján történő egyedi azonosítás, azonban standard módszerként nem javasoljuk, mert kivitelezése az élőhelyet és a szaporodó állományt erősen zavarja, nagy létszámú állományokban hatékonysága igen alacsony.

A mintavételek kivitelezhetőségével kapcsolatban megállapíthatjuk, hogy a felmérések-re a megfigyelhetőség szempontjából a tavaszi időszak tűnik a legalkalmasabbnak, mert ahogyan a növényzet megnő, a felmérések egyre rosszabb eredményeket adnak. Az akusztikus észlelés viszont nem csupán a tavaszi, hanem a későbbi időszakban is alkalmazható.

Köszönetnyilvánítás. A felmérés a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkársága Ökológiai Osztályának anyagi és szakmai támogatásával valósult meg, a Magyar Természettudományi Múzeum által irányított konzorcium révén elnyert „Madárvédelmi (79/409/EK) és az Élőhelyvédelmi (92/43/EK) Irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése” című Átmeneti Támogatás projekt (2006/018-176-02-01) keretében. Köszönetünket fejezzük ki az egyes nemzeti park-igazgatóságokon dolgozó, a monitorozásért felelős kollégáknak és természetvédelmi öröknek a mintavételi helyek kiválasztásában és a monitorozás során nyújtott folyamatos segítségért.

Irodalomjegyzék

- ARAÚJO, M. B., THUILLER, W. & PEARSON, R. G. (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33: 1712–1728.
- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. P. (1999): Geographic variation and taxonomy of crested newts (*Triturus cristatus* superspecies): morphological and mitochondrial DNA data. *Contributions to Zoology* 68: 181–203.
- BERGER, L., SPEARE, R., DASZAK, P., GREEN, D., CUNNINGHAM, A., GOGGIN, C., SLOCOMBE, R., RAGAN, M., HYATT, A., McDONALD, K., HINES, H., LIPS, K., MARANTELLI, G. & PARKES, H. (1998): Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95: 9031–9036.
- BIBELRIETHER, F. (2006): *Using simple funnel traps for surveying the Great Crested Newt (Triturus cristatus) – a cost/time analysis*. Report, Institut für Geographie, Universität Augsburg, 7 pp.
- BLAUSTEIN, A. R. & WAKE, D. B. (1990): Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution* 5: 203–204.
- BOWERS, D.G., ANDERSEN, D.E. & EULISS, JR.N.H. (1996): Anurans as indicators of wetland condition in the Prairie Pothole Region of North Dakota. In: Presentation given at the Third Annual Meeting of the North American Amphibian Monitoring Program. URL: <http://www.im.nbs.gov/NAAMP/papers/2c.html>
- BRIGGS, L., RANNAP, R., PAPPEL, P., BIBELRIETHER, F. & PÄIVÄRINTA, A. (2006): Monitoring methods for the great crested newt *Triturus cristatus*. Project report: „Prooction of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic region” LIFE2004NAT/EE/000070, Action A2, 17 pp.
- CORBETT, K. F. (1989): *Conservation of European reptiles and amphibians*. Christopher Helm Publishers Ltd., London, 274 pp.
- DELY O. GY. (1967): *Kétélűek – Amphibia*. Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae, Akadémiai Kiadó, Budapest 20(3), 80 pp.

- EDGAR, P. & BIRD, D. R. (2005): *Action plan for the conservation of the crested newt Triturus cristatus species complex in Europe*. Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats. Standing Committee 25th meeting, Strasbourg. T-PVS/Inf(2005)24.
- GRIFFITHS, R. A. R. & BEEBEE, T. (1992). Decline and fall of the amphibians. *New Scientist* 1826: 25–29.
- GRIFFITHS, R.A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. *British Journal of Herpetology* 1: 5–10.
- GUBÁNYI A., VÖRÖS J., KISS I., DANKOVICS R., KOVÁCS T., MOLNÁR P. R. & SOMLAI T. (2010): Az alpesi tarajosgöte (*Triturus carnifex*), a dunai tarajosgöte (*T. dobrogicus*) és a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) elterjedésének elemzése Magyarországon. *Állattani Közlemények* 95(2): 247–273.
- HEYER, W. R., DONELLY, M.A., MCDIARMID, R. W., HAYEK, L-A. C. & FOSTER, M. S. (1994): *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for Amphibians*. Washington DC., Smithsonian Institution Press, 364 pp.
- JNCC (2004): *Common Standards Monitoring Guidance for Reptiles and Amphibians*. Version February 2004, ISSN 1743–8160
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2006): *Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2005–2006*. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 95 pp.
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2007): *Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2006–2007*. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 105 pp.
- KISS I. (szerk.), BABOCSAY G., BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2009): *Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2009–2010*. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 120 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2001): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozást megalapozó próbaprojekt kidolgozása, szakmai irányítása és terepi felvételezés*. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 129 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2004): *Kétéltűek és hüllők monitorozása kiválasztott régiókban 2003–2004. évi adatfelvételezés és elemzés*. Kutatási jelentés, KVVVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, kézirat, Budapest, 72 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2005): *Kétéltűek és hüllők monitorozása a NBmR keretein belül 2004–2005*. Kutatási jelentés, KvVM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 97 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2002): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés*. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 100 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T., KORSÓS Z. & SZÉNÁSI V. (2003): *A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretein belül végzendő, kétéltű–hüllő monitorozás projektjének megvalósítása, szakmai irányítása, a protokoll továbbfejlesztése és terepi felvételezés 2003*. Kutatási jelentés, KTM Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 74 pp.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. & SZÉNÁSI V. (2005): *Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer Kétéltűek és hüllők monitorozásának protokollja*. KvVM Természetvédelmi Hivatal, NBmR Mintavételi módszerek, Budapest, 17 pp.
- NOSS, R.F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- PECHMANN, J. H. K., & WAKE D. B. (1997): Declines and disappearances of amphibian populations. In: MEFFE, G. K. & CARROLL, C. R. (eds): *Principles of conservation biology*. 2nd. ed., Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 135–137.

- SKERRATT, L.F., BERGER, L., SPEARE, R., CASHINS, S., McDONALD, K.R., PHILLOTT, A.D., HINES, H.B. & KENYON, N. (2007): Spread of Chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinctions of frogs. *EcoHealth* 4: 125–134.
- SMIT, G., ZUIDERWIJK, A. & GROENVELD, A. (1999): A national amphibian monitoring program in Netherlands. In: MIAUD C, GUYÉTANT R. (ed.): *Current studies in herpetology. Proceeding of the 9th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. S.E.H., Le Bourget du Lac, France 1998. 397–402 pp.
- VÖRÖS J. (2010): *Hogyan csökkentjük a kitridiomikózis szétterjedését? Útmutató terepmunkához*. Kézirat, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 4 pp.
- VÖRÖS, J., HETTYEY, A., SÓS, E., DANKOVICS, R. & GARNER, T. (2009): Amphibian chytrid fungus in Hungary. In: *Second European Congress of Conservation Biology, Abstract book*, p. 105.
- WAKE, D. B. (2007): Climate change implicated in amphibian and lizard declines. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(20): 8201–8202.
- WAKE, D. B. (1991): Declining amphibian populations. *Science* 253: 860.
- WYMAN, R. L. (1990): What's happening to the amphibians? *Conservation Biology* 4: 350–352.

A preparative survey for monitoring of selected Natura 2000 amphibian species (*Triturus carnifex*, *T. dobrogicus* és *Bombina bombina*) in Hungary

ISTVÁN KISS¹, GERGELY BABOCSAY², RÓBERT DANKOVICS³, ANDRÁS GUBÁNYI⁴,
TIBOR KOVÁCS⁵, PÉTER MOLNÁR⁶, TIBOR SOMLAI⁷ & JUDIT VÖRÖS⁴

¹ Szent István University, Department of Zoology and Animal Ecology, Páter K. u. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary
E-mail: kiss.istvan@mkk.szie.hu

² Institute of Environmental Sciences, Faculty of Natural Resource Management and Rural Development,
Károly Róbert College, Mátrai út 36., H-3200 Gyöngyös, Hungary;

³ Savaria Museum, Natural History Collection., Kisfaludy S. u. 9., H-9700 Szombathely, Hungary

⁴ Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13., H-1088 Budapest, Hungary

⁵ Eötvös Loránd University of Sciences, Department of Systematic Zoology and Ecology, Pázmány P. s. 1/c.,
H-1117 Budapest, Hungary

⁶ Füredi u. 56. fszt. 1., H-4027 Debrecen, Hungary

⁷ Munkácsy u. 2/A., H-4355 Nagyecsed, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 281–304.

Abstract. The aim of the project was to collect field data on the distributions and population sizes of *Triturus carnifex*, *T. dobrogicus* and *Bombina bombina* as species of Community Importance (Natura 2000). More specifically, the goal of the project was to provide methodology and a guideline for a long term monitoring of these species in the field to enable Hungary to comply with its obligations deriving from the EU's Birds Directive and Habitat Directive. The surveys were carried out in 2008, at two Natura 2000 sampling sites in each of the ten Hungarian national parks. As standard methods, for *Triturus* we used funnel-trapping and for *Bombina* conducted visual observations at daylight. Visual observations, using flashlight at dark, and in the case of *B. bombina*, acoustic observations were used as supplementary methods. During the surveys we confirmed the presence of *T. carnifex* at all earlier surveyed sampling sites in western Hungary. Sixty-three individuals were trapped and further twelve individuals were observed at night. *Triturus dobrogicus* was observed at 17 out of the 25 surveyed localities. Altogether 946 individuals were trapped and 163 individuals were visually observed at night. The two methods gave different results in the different habitats, therefore we suggest using them in parallel for showing the presence of these species and for estimation of their population sizes. *Bombina bombina* was detected at 20 out of 21 surveyed localities. Altogether 3345 individuals were observed. This species was surveyed at daylight, but at most of the sites also night observations proved useful. Both methods are suitable for quantitative data collection. Acoustic observation, however, is suitable only for detecting the presence of a particular species, but should be used in parallel with the other methods. All data on the 4500 observed individuals of the three species were entered in the Nature Conservation Information System Database. To obtain more accurate data on the populations of these species in Hungary, further survey areas should be designated.

Keywords: Biodiversity monitoring, development of methodology, field surveys, Natura 2000 amphibian species.

Részlegesen albinó foltossalamandra-lárva észlelése Magyarországon*

VARGA JÁNOS

H-1083 Budapest Szigony utca 43. E-mail: inajajani@gmail.com

Összefoglalás: 2008 nyarán egy részlegesen albinó foltossalamandra-lárvát (*Salamandra salamandra*) sikerült megfigyelni a magyarországi Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság területén található Börzsöny hegységben. Bár Európában már sokféle megfigyelték a faj albinó lárváit (pl. Ausztria, Németország), és egyes vélekedések szerint szinte minden nagyobb populációban fellelhető néhány példány, ennek ellenére Magyarországon ez lehetett az első alkalom, hogy a faj (még ha csak részlegesen is) albinó lárvájára sikerült bukkanni. Az állatot a Királyrét mellett elfolyó Nagy-Vasfázék-patakban figyeltem meg, összesen két alkalommal. Mivel az egyed szeme pigmentált, illetve a törzsen, farokszőn is láthatók sötétebb foltok, valószínűleg csak részlegesen albinó, ún. leuko lárva lehet. Magyarországon valamennyi kétéltű- és hüllőfaj védett, ezért a lárvát lefényképezését követően szabadon engedtem, felnevelésével nem próbálkoztam.

Kulcsszavak: albinizmus, Amphibia, foltos szalamandra, színmutáció.

Bevezetés

„Ritka, mint a fehér holló” tartja a népi mondás. A szóhasonlat, JUVENALIS római satíráiról nevéhez köthető: „*corvo rarior albo*”. A magyar irodalomban először FALUDI FERENC egyik munkájában találkozhatunk vele a mai alakjában: „oly ritkák, mint a fehér holló és a fekete hattyú”. A mondás értelmezése szerint elképzelhetetlen az így jellemzett dolgok előfordulása, akárcsak a fehér hollóé, vagy éppen a fekete hattyúé. Ugyanakkor érdekes ironiája a sorsnak, hogy világszerte vannak beszámolók fehér hollókról (*Corvus corax*), még Magyarországon is számon tartottak egy fekete párt, ami minden második évben röptetett egy fehér fiókat. Ezt az esetet leszámítva albinó, illetve egyéb különleges színezettel rendelkező állatokról tett hazai megfigyelések alig ismeretesek.

Az olyan, hazánkban kis fajszámmal képviseltetett, éppen ezért kevésbé is kutatott csoportok esetén, mint amilyenek a kétéltűek és a hüllők, még kevesebb adat áll rendelkezésre. Ennek ellenére mégis akadnak magyarországi észlelések, amik a természetben megfigyelt feltűnő színmutációval bíró állatokkal foglalkoznak, hiszen az effajta különlegességek gyorsan figyelem középpontjába kerülnek.

* Poszterként bemutatta a szerző a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „*Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért*” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

1998-ban a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság területén figyeltek meg fekete színezetű zöld gyíkokat (*Lacerta viridis*) (KORSÓS & NAGY 2006). 2000 nyarán az erdélyi Szent-Anna-tó környékén bukkantak a fürge gyík (*Lacerta agilis*) melanisztikus egyedére (KRECSÁK & HARTEL 2001). Pécs környékén néhány évig figyelemmel kísérték egy fekete egyedet is sűrűn felmutató faligyík-populációt (*Podarcis muralis*) (TRÓCSÁNYI & KORSÓS 2004). Az albinizmussal ellentétben azonban a melanizmus egyes hazai fajok esetén, mint a vízisikló (*Natrix natrix*) és a keresztes vipera (*Vipera berus*), kifejezetten gyakori jelenségnek mondható. 2009-ben a Baranya megyei Kölked községben a hazánkban gyakori vízisikló egy albínó példánya keltett riadalmat. A Duna–Dráva Nemzeti Park által kirendelt természetvédelmi őr az eset dokumentálása után szabadon engedte az állatot. Utóbbi esetet leszámítva albínó hüllők vagy két-értűek megfigyeléséről alig áll rendelkezésre megbízható hazai adat.

A nemzetközi irodalom azonban több ilyen esetet is említ. Európában többek között a következő fajok albínó vagy részlegesen albínó egyedeit figyelték már meg: erdei sikló (*Zamenis longissimus*) Szlovéniában (KROFEL 2004), barna varangy (*Bufo bufo*) London környékén (PASH et al. 2007), gyepibékalárvák (*Rana temporaria*) Belgiumban (JEF & HEINCZ 2002), tavi béka (*Pelophylax ridibundus*) Szlovákiában (MIKULICEK et al. 2001), sárgahasú unka (*Bombina variegata*) Németországban (MERTENS 1975), pettyes göte (*Lissotriton vulgaris*) Hollandiában (DORENBOSCH & LENDERS 2004). Végül, de nem utolsó sorban a foltos szalamandra legkülönbözőbb színváltozatairól is szólnak publikációk (FREYTAG 1982, KLEWEN et al. 1982, BREGULLA 1987).

A jelenség kutatottságának köszönhetően az albinizmus genetikai háttere (mutáció következtében alakul ki, recesszíven öröklődik) már jól ismert (KINNEAR et al. 1985), és az ökológiai vonatkozások is részben már ismertek. Ugyan ritkaságukból kifolyólag a hobbiállattartók körében egy-egy faj albínó vagy egyéb színmutációval bíró példánya jóval értékesebb, mint a vad színezetű egyedek, a természetben ezek a tulajdonságok legtöbb esetben hátrányt jelentenek. Az albínó állatok szelidebbé válnak, a bőr fényérzékenysége fokozódik (KINNEAR et al. 1985), a természetes védőszínezettől megfosztott állatokat a ragadozók is könnyebben kapják el, nehezebben szereznek táplálékot, és a fajtársaik is támadólag léphetnek fel velük szemben (NECAS et al. 1996).

Anyag és módszer

A most megtalált állatot a Királyrét mellett elfolyó Nagy-Vasfazék-patakban sikerült megfigyelni összesen két alkalommal. Először 2008. július 2-án a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Kar alkalmazott zoológus képzésének terepgyakorlata során került kézre, majd 2008. július 12-én további adatok, fényképfelvételek készítése érdekében visszatértem a helyszínre, és sikerült újra rábukkannom a lárvára. Az állat megfogása egyszerű akváriumi hálóval, a felvételek elkészítése Fuji Finepix S5500 digitális fényképezőgéppel, a lárva testhosszának meghatározása mérőszalaggal történt. Mivel a mozgó állat hosszát nehéz lemérni, és ez az egyed számára is felesleges stresszel jár, olyan felvételeket is készítettem, melyen az állat mellé mérőszalagot vagy pénzérmét helyeztem. Ezek segítségével a méretek utólag is nagy pontossággal meghatározhatók voltak.

Eredmények, értékelés

Az egyeden a faj lárváira jellemző morfológiai bélyegek (testhossz, testalkat, lekerékített farokúszó, farokúszó szegélye a medence környékén kezdődik) jól megfigyelhetők, ezek alapján más hazai fajoktól elkülöníthető (1. kép).

Elterjedési adatok alapján Királyréten és környékén egyedül a pettyes gőtével (*Lisso-triton vulgaris*) fordul elő szimpatrikusan (PUKY et al. 2005), bár az utóbbi a gyors folyású patakok helyett elsősorban az állóvizeket részesíti előnyben. Továbbá elhanyagolhatónak tartom annak az esélyét is, hogy egzotikus hobbiállatról lenne szó. Tehát az állat minden kétséget kizáróan foltoszalamandra-lárva. A Nagy-Vasfazék-pataokban előfordul még a foltos szalamandra vörös foltos változata is. Az élőhelyen (patak, gyertyános-tölgyes erdő) a következő kételtű- és hüllőfajokat sikerült megfigyelni: gyepi béka (*Rana temporaria*), vízi sikló (*Natrix natrix*), kockás sikló (*Natrix tessellata*), erdei sikló (*Zamenis longissimus*), lábatlan gyík (*Anguis fragilis*).



1. kép. A megfigyelt részlegesen albínó foltoszalamandra-lárva (fotó: VARGA J.).

Photo 1. The observed partially albinistic *Salamandra atra* larva (photo: VARGA, J.).

A lárváról készült felvételek alapján, illetve mivel a két észlelés ugyanazon a helyen (a patak egy 2×4 m alapterületű, 20–30 cm mély kiöblösödő részében) történt, továbbá mert hasonló színűzetű lárvákra a patak néhány 100 méteres szakaszának alapos átvizsgálása során sem akadtam, úgy gondolom, mindkét alkalommal ugyanazt az egyedet sikerült megtalálni. Érdekes módon az állat valamennyi (a fotózás céljára megfogott, majd annak végez-

tével szabadon engedett 39) kortársához képest kisebb termetűnek bizonyult, a második megfigyelés alkalmával 43 mm volt.

A teljesen albinó lárvákkal ellentétben az egyed szeme pigmentált, illetve a törzsön, farokúszón is láthatók sötétebb foltok. Tehát az állat részlegesen albinó, feltehetőleg leuko lárvá (KLEWEN et al. 1982). Az állat egészségesnek tűnt, a testen sem külső sérülés, sem ektoparaziták nem voltak megfigyelhetők.

Ugyan az albinó élőlények életben maradási esélyei a természetben nem túl jók, a szóban forgó lárvá túlélését elősegíthette, hogy mérgező bőrváladéka miatt kevés természetes ragadozója van, illetve a táplálékszerzés (vízi gerinctelenek elfogása) során sem jelenthet végzetes hátrányt a fehér szín. Ugyanakkor az is elképzelhető, hogy fehér színe miatt a zsákmányállatok egy része idejében elmenekült, ami miatt lassabban növekedett, és ez okozta a kisebb testméretet. Érdekesnek ígérkezett volna az egyed felnőtt kori színezetének dokumentálása, de mivel a lárvák felnevelése rendkívül nehézkes (FREYTAG 1982), és Magyarországon valamennyi kételtű és hüllő védett, a képek elkészítése után szabadon engedtem.

Köszönetnyilvánítás. Ezúton szeretném megköszönni Dr. KORSÓS ZOLTÁNNAK (Magyar Természettudományi Múzeum) a határozás során nyújtott segítséget, illetve hogy a témával kapcsolatos szakirodalmat a rendelkezésemre bocsátotta, továbbá szeretném megköszönni Dr. HORNING ERZSÉBETNEK, és Dr. SÓLYMOS PÉTERNEK (Szent István Egyetem, Biológiai Intézet) az útmutatásaikat, és a biztatást.

Irodalomjegyzék

- BREGULLA, D. (1987): Find of an anencephalic and partly albinistic fire salamander larva (*Salamandra atra salamandra* LINNAEUS 1758) Caudata: Salamandridae. *Salamandra* 23(1):65–67.
- DORENBOSCH, M. & LENDERS, A. J. W. (2004): Albinism and flavism in three larvae of newts. *Natuurhistorisch Maandblad* 93(5):196–197.
- FREYTAG, G. E. (1982): An albino spotted salamander (*Salamandra salamandra*) larva from the Harz mountains west Germany and other white spotted salamanders (Amphibia: Caudata: Salamandridae). *Salamandra* 18:89–92.
- JEFF, N. & HEINCZ, K. (2002): *Rana temporaria* (European common frog) albino larvae. *Herpetological Review* 33(2):131.
- KINNEAR, P. E., JAY, B. & WITKOP, C. J. (1985): Albinism. *Survey of Ophthalmology* 30(2): 75–101.
- KLEWEN, R., PASTORS, J. & WINTER, H. G. (1982): Farbleid Anomalien beim Feuersalamander (*Salamandra salamandra* L.) (Amphibia Caudata Salamandridae). *Salamandra* 18: 93–105.
- KORSÓS, Z. & NAGY, Z. T. (2006): Kurzbericht über ein vollständig melanotisches Exemplar der Smaagdeidechse, *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768), in Ungarn. *Die Eidechse* 17: 42–46.
- KRECSÁK L. & HARTEL T. (2001): Fekete színű fűrgő gyík. *Terrarium Magazin* 3: 12–13.
- KROFEL, M. (2004): First record of albino Aesculapian Snake (*Elaphe longissima*) in Slovenia. *Natura Sloveniae* 6(2): 53–56.
- MERTENS, R. (1975): A partially albino yellow-bellied toad *Bombina variegata variegata*. *Salamandra* 11(2):107–108.
- MIKULICEK, P., KAUTMAN, J. & ZAVADIL, V. (2001): *Rana ridibunda* albinos from eastern Slovakia living syntopically with other central European waterfrog taxa. *Zbornik Slovenského Národného Muzea Prirodne Vedy* 47: 90–94.

- NECAS, P., MODRY, D. & BUBLIK, T. (1996): Aggressive behaviour of males of the smooth newt (*Triturus vulgaris*) towards an albinotic counterpart. *Salamandra* 32(2): 123–125.
- PASH, S., SPOONER, J. & SUMPTER, J. P. (2007): Albino common toads *Bufo bufo*. *Herpetological Bulletin* 100: 8–12.
- PUKY M., SCHÄD P. & SZÖVÉNYI G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 223 pp.
- TRÓCSÁNYI, B. & KORSÓS, Z. (2004): Recurring melanism in a population of the common wall lizard: numbers and phenotypes. *Salamandra* 40(1): 81–90.

A partially albinistic fire salamander larva (*Salamandra salamandra*) in Hungary

JÁNOS VARGA

Szigony utca 43., H-1083 Budapest, Hungary E-mail: inajajani@gmail.com

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 305–309.

Abstract. In the summer of 2008 I observed a partially albinistic *Salamandra salamandra* larva at two occasions (2nd and 12th of July) in the Nagy Vasfázék kreek near Királyrét, in the Hungarian Börzsöny hills (northcentral part of Hungary). Although albinistic larvae of this species have occasionally observed in Europe (e.g. Austria, Germany), and – according to the literature – such specimens can be found in all larger populations, to the present knowledge, this observation is the first in Hungary. The taxonomic identity of the observed specimen could be easily identified on the ground of its morphological traits (body length, round tail tip, tail crest starts at the pelvic region. Most of the body was whitish, the gills were reddish, but the eyes were pigmented, and the back and the tail were partly spotted with dark pigments. Therefore the larva may be considered as partially albinistic, i.e. leuko larva. It looked healthy, neither injuries nor ectoparasites could be observed on its body. At the second visit, it was photographed, and some measurements were taken. According to the photographs and on the ground that the two observations were made on the same spot, and other similarly coloured larvae were not observed during a thorough survey of the subsequent 100 meters section of the creek, I concluded that the same individual was found at both occasions. It would have been interesting to document the coloration of the specimen at its adult stage, however, since all species of the Hungarian herpetofauna are protected, the larva has been released after taking records.

Keywords: albinism, Amphibia, colour mutation, Hungary, *Salamandra salamandra*.

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893) egyes kiskunsági élőhelyeinek monitorozása és minőségi elemzése a vizsgált jellemzők alapján*

BRANKOVITS DÁVID*¹, HALPERN BÁLINT¹, VIDÉKI RÓBERT², KATONA KRISZTIÁN³ és SZÖVÉNYI GERGELY⁴

¹Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, H-1121 Budapest, Költő u. 21.

*E-mail: brankovits.david@mme.hu; david.brankovits@gmail.com

²H-9794 Felsőcsatár, Petőfi utca 13.

³Szent István Egyetem, Vadvilágmegőrzési Intézet, H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

⁴Eötvös Loránd Tudomány Egyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

Összefoglalás. A Rákosivipera-védelmi Program (LIFE04NAT/HU/000116) szerves részét alkotja a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893) Kiskunsági Nemzeti Parkban található élőhelyeinek monitorozása és tanulmányozása. A tanulmány célkitűzése a következők: (1) a térinformatikai adatbázisban összegyűjtött monitorozási adatok elemzésével bizonyos élőhelyek minősítése és összehasonlítása a rákosi vipera szempontjából; (2) egy élőhely-rekonstrukció helyén a faültetvény 2006-ban történt letermelését és a terület gyepesítését követő állapotok, tendenciák bemutatása. A vizsgálati területek minősítése a táplálékmenyiség (egyenesszárnýú rovarok biomasszája) és a területen elérhető búvóhelyek (kisemlősök lyukainak sűrűsége) alapján történt. Standardizált monitorozó módszerekkel felmelve a vizsgálati területek Orthoptera-közösségeit, az egyenesszárnýúak biomassaértékeit bemutató térkép készült. A térinformatikai adatbázisban létrehozott másik poligon térképen korábbi tanulmányok eredményei alapján kétféle lyuksűrűségű területre osztottuk az élőhelyet. A búvóhelyek és az Orthoptera biomasszaeloszlást standardizált módszerrel összegezve közös minőségi térképen integráltuk. A viperaészlelési pontok földrajzi koordinátái a minőségi térképeken is megjelenítésre kerültek. A felmérésben szereplő területek mindegyikén csökkent a minősítő érték a vizsgálatok feldolgozott három éve során. Ezek az értékek 2005-ben és 2007-ben az 1. Területen voltak a legmagasabbak. A 2. Terület mind a három évben a legalacsonyabb értékekkel rendelkezett. A gyeprekonstrukció területén közvetlenül az erdő letermelését követően kevesebbnek adódott a vizsgálati area minősítő értéke, mint a rákövetkező évben.

Kulcsszavak: Orthoptera, GIS adatbázis, élőhely-rekonstrukció.

Bevezetés

Az egykor igen gyakori rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893) az élőhelyeinek mesterséges átalakítása és pusztítása következtében a kihalás szélére sodródott, és ezzel szakmai vélemények szerint Magyarország leginkább veszélyeztetett élő természeti

* Poszterként bemutatták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekuláktól a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természettudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

kincsévé vált (KORSÓS 1991, BÁLDI et al. 2001). Jelenlegi ismeretek szerinti 12 recens populációjából 11 hazánkban található (ÚJVÁRI 2001, DANKOVICS 2005, HALPERN et al. 2007). A rákosi vipera érdekében végzett munka 2004-ben új lendületet kapott. Ekkor vette kezdetét egy elnyert LIFE Nature pályázat („Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) hosszútávú megőrzésének megalapozása”; LIFE04NAT/HU/000116), amelynek keretében 4 éven keresztül (2004–2007) több szintű, természetvédelmi célú élőhely- és állomány-monitorozás folyt a *Vipera ursinii rakosiensis* megőrzése érdekében (HALPERN 2007). A jelen vizsgálatok ennek a monitorozó programnak a keretében zajlottak, és fő célkitűzései a következők voltak: (1) a térinformatikai adatbázisban összegyűjtött monitorozási adatok elemzésével bizonyos élőhelyek rákosivipera-szemponthú minősítése és összehasonlítása; (2) egy élőhely-rekonstrukció helyén a faültetvény 2006-ban történt letermelését és a terület gyepesítését követő állapotok bemutatása.

A *Vipera ursinii* természetvédelmi kutatásában nem újkeletű gondolat a térinformatika alkalmazása. Franciaországban lévő potenciális és valós élőhelyekkel végzett GIS-elemzések új habitatok felfedezéséhez vezettek (LYET 2008). Az Európa Tanács (Council of Europe) megbízásából készült akcióterv a *Vipera ursinii* védelmére a legnagyobb prioritású lépések közt említi egy egységes geoinformációs adatbázis kiépítését az összes alfajra (EDGAR & BIRD 2006). A rákosi vipera természetvédelmi kutatásához már ÚJVÁRI (2001) alkalmazott térinformatikai módszereket, ezt követően pedig az alfaj bizonyos kiskunsági élőhelyeinek tájtörténeti múltját GIS-szel elemző munkák is napvilágot láttak (VIDÉKI et al. 2007).

Anyag és módszer

Vizsgálati területek

A vizsgálatok a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságának (KNPI) a Felső-Kiskunságban található Turjánvidék nevű törzsterületén történtek. Két olyan élőhely került kiválasztásra, melyen jelenleg is stabil rákosivipera-populáció fordul elő. A Kunpeszér és Kunadacs külterületén található két vizsgálati terület a jelen munkában 1. Terület (kb. 70 ha) és 2. Terület (kb. 20 ha) néven szerepel. Az elsőhöz közeli harmadik vizsgálati terület a program keretében az elmúlt években végzett élőhely-rekonstrukció helye, amely korábban szintén viperaélőhely volt. Az élőhely-rekonstrukció helyén található vizsgálati terület a továbbiakban Letermelés (kb. 16 ha) néven szerepel. A két jelenlegi élőhelyen 2005-ben, a rekonstrukció helyén 2006-ban kezdődtek a vizsgálatok. A kutatás 2007-ig mind a három területen változatlanul folyt. A fokozottan veszélyeztetett alfaj szigorú protokoll szerint zajló monitorozó vizsgálatainak módszertanát a programban dolgozó kutatók és szakemberek javaslatai alapján a Rákosi vipera-védelmi Tanács elfogadta.

Orthoptera monitorozás

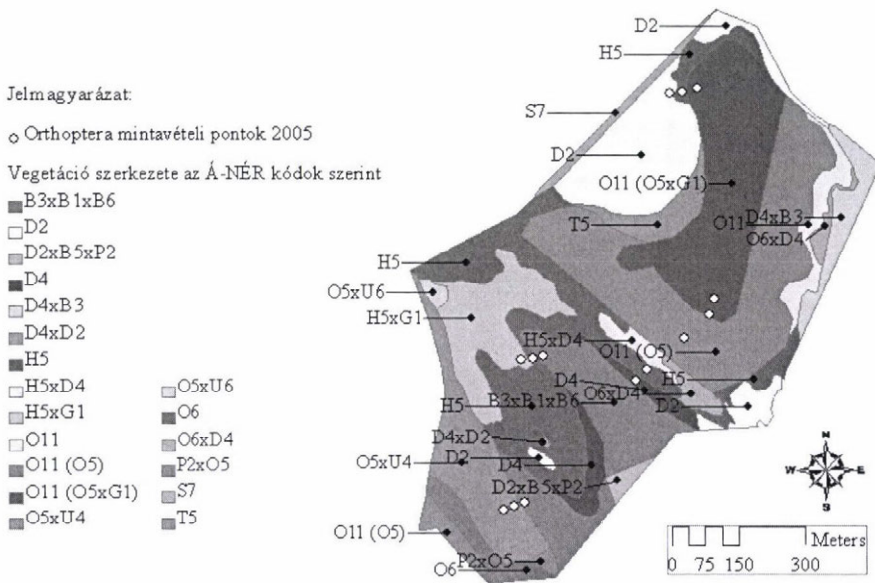
Mivel több *Vipera ursinii* alfajnál (AGRIMI & LUISELLI 1992, BARON 1992), így a rákosi viperánál is ismertek arra utaló adatok, hogy az egyenesszárnyú rovarok táplálékuk jelentős hányadát teszik ki (MÉHELY 1912, DANKOVICS 2005), lényeges tényezőnek ítéltük a potenciális Orthoptera prédaállatok kínálatának kutatását.

A kigyók által elérhető Orthoptera együttes összetételére és mennyiségére egyaránt kíváncsiak voltunk. Az egyenesszárnyú-minták gyűjtése transzsektek mentén több mintavételi pontban történt, melyek helyzetének meghatározásához kézi GPS-t használtunk (típus: Magellan, Meridian). A vizsgált élőhelyek botanikai változatosságának lehető legjobb reprezentációja érdekében egy adott transzsekt mentén előforduló minél többféle növényzeti foltból igyekeztünk Orthoptera-mintát venni. A vizsgálati területeken 2005-ben mintavételi helyenként két, 2006-ban és 2007-ben három alkalommal végeztünk terepi adatgyűjtést június és október között. Az 1. Területen a mintavételi pontok száma 2005-ben 14, 2006-ban és 2007-ben 11 volt. A 2. Területen mind a három évben 3 mintavételi helyről gyűjtöttünk adatot. A Letermelésen 2006-ban és 2007-ben egyaránt 5 mintavételi pontunk volt.

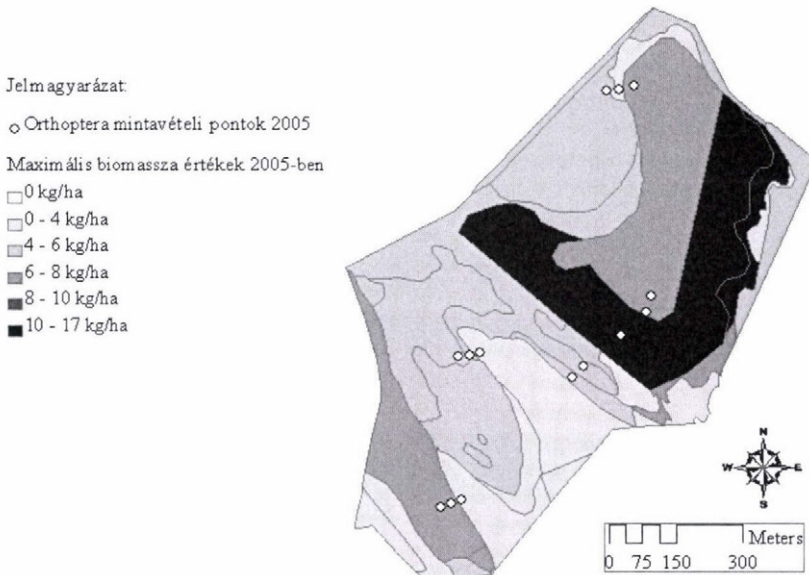
Az egyenesszárnyúakról végzett adatgyűjtés a csoport esetében általánosan elfogadott módszerekkel, egyeléssel és akusztikus észleléssel kiegészített standardizált fűhálózással történt (SOUTHWOOD 1978). A mintavételkor az adott típusú élőhelyfolton 200 csapásnyi mintát gyűjtöttünk. A mintavételek során begyűjtött példányokat lehetőség szerint a helyszínen élve meghatároztuk, dokumentáltuk, majd a terepen biztosan nem határozhatóak, és egyes bizonyító példányok kivételével szabadon eresztettük. Egyéb esetekben a minták meghatározása laborban történt. A fajok elnevezésénél HELLER et al. (1998) nevezékatanát alkalmaztuk.

A vizsgált fajokról pontos tömegadatokat vettünk fel. Ezeket összesítve minden fajra külön-külön ivaronkénti tömegadatokat kaptunk. Mindezek alapján végül kiszámolhatóvá vált az adott folton adott időpontra vonatkoztatott, a 200 fűhálócsapásos mintánkénti átlagos „becsült egyenesszárnyú-rovartömeg” érték, ami a mintában található példányok mennyiségétől és fajösszetételétől függ. Ezt az adatot a minta példányszámával elosztva hozzájutottunk egy az adott területen élő, arra jellemző hipotetikus változóhoz, az „átlagos egyenesszárnyúpéldány-tömeghez”. Ezt az egyedsűrűség becsléskor nyert denzitásertékekkel összeszorozva kaptuk meg feltételezésünk szerint a legjobb közelítésben az adott területre vonatkozó Orthoptera biomasszasűrűséget. Mivel a fűhálózás hatékonyságát az időjárási körülmények (pl. hideg-meleg, szeles-szélsendes idő) és a növényzet magassága is jelentősen befolyásolhatja, a csupán a fűhálós minták nagyságából számolt biomasszasűrűség értékek valószínűleg nagyobb hibával terheltek, mint a denzitásbecslés alapján korrigáltak (SZÖVÉNYI 2007). Így az eredmények kiszámításához a továbbiakban ez utóbbi módszert alkalmaztuk. Ezen biomasszaadatok területenkénti és időbeni összehasonlítása jó közelítéssel mutatja meg egy adott élőhely rákosivipera-táplálkozásának szempontjából fontos egyenesszárnyú-prédagazdagságát, valamint annak változását térben és időben egy adott növényzeti típushoz rendelve.

A térinformatikai adatbázis elkészítésénél elsődleges célunk a három vizsgált élőhely egyenesszárnyú biomassza-eloszlását mutató térkép elkészítése volt (2. ábra). Ehhez és a további térinformatikai elemzésekhez a Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatósága (DINPI) által rendelkezésre bocsátott ArcGIS 9.2. programot használtuk. Az adatbázis felépülésének szemléltetésére az 1. Területen ábrákkal is bemutatjuk a munkában szereplő minőségi térkép elkészülésének lépéseit (1–3. ábra). A 2. és 3. ábrán látható térképek metszetésével létrehozott minőségi értékek eloszlását mutató poligontérkép a 6. ábrán látható. Egy-egy poligon minőségi értékét az Orthoptera- (2. ábra) és a lyukterképek (3. ábra) átfedő poligonjainak szorzata adja.

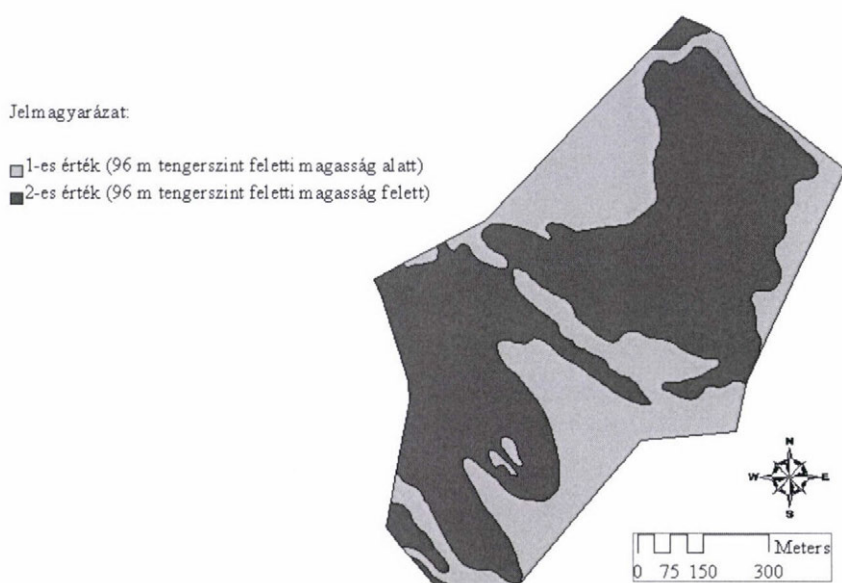


1. ábra. Az 1. Terület vegetációtérképe és az Orthoptera-mintavételi pontok 2005-ben.
Figure 1. The vegetation map of Area 1 and the orthopteran survey points in 2005.



2. ábra. Az 1. Terület egyenesszárný-biomassza-eloszlását mutató térképe és az Orthoptera-mintavételi pontok 2005-ben. A megfelelő Orthoptera-biomasszaértéket a 1. ábrán látható különböző vegetációtípust reprezentáló poligonokhoz hozzárendelve kaptuk a fenti térképet.

Figure 2. Map of Orthopteran biomass distribution at Area 1 and the orthopteran survey points in 2005. It was created by using the vegetation map. The collected biomass values were assigned to the vegetation polygons (Figure 1.).



3. ábra. Az 1. Terület magassági térképe alapján készült lyukak osztályozása.

Figure 3. Classification of holes. Made by using the elevation map of the area.

Mivel az Orthoptera-együttesek előfordulása nagyban függ a növényzeti foltok típusától (WALLASCHEK 1995, PRENDINI et al. 1996), az egyenesszárnyú-biomasszaadatokat adott növényzeti típusokhoz rendeltük.

A védelmi program számára a monitorozó vizsgálatok részeként a vizsgálati területeinkről is elkészült az Á-NÉR alapú növényzeti élőhelytérkép. Az Á-NÉR szerint osztályozott növényzeti típusok különböző poligonokként jelennek meg a térinformatikai adatbázisban.

Meghatározott növényzeti foltból gyűjtött Orthoptera-biomasszasűrűségadatok (az elemzésekhez az évi maximális értékeket használtuk) a megfelelő növényzeti foltot reprezentáló poligonhoz lettek rendelve. Ezen biomassza értékeket számítással adtuk meg azoknál a növényzeti típust reprezentáló poligonoknál, melyekben valós terepi mintavétel nem történt. Ezen poligonok annak a mintavételi pontnak az értékét kapták, melyek a hozzájuk legközelebb lévő, azonos típusú növényzeti folthoz tartoztak.

Kivételes esetekben, mikor két érvényes mintavételi pont is ugyanakkora távolságra volt a kérdéses folttól, átlagot vontunk, amennyiben a terepi tapasztalataink alátámasztották az átmeneti érték jogosságát.

A kapott térkép különböző poligonjainak területnagyságait (m^2) azok biomasszaértékével megszorozva, majd az így kapott összes poligon értékét összeadva, végül elosztva a teljes terület nagyságával, kaptuk meg az Orthoptera-biomasszaértékek területnagysággal súlyozott átlagát. Az egyenesszárnyú rovarok biomasszájában tapasztalt éves abszolút maximumokat szintén diagramon ábrázoltuk az összehasonlítás érdekében.

Búvóhelyek eloszlásának értékelése

A pocok-, egér- és ürgelyukat búvóhelynek és telelőüregnek is használják a viperák (KATONA et al. 2007). Így az általuk készített lyukak sűrűségének térbeli eloszlása lényeges ismeretet adhat egy adott élőhely minősítése szempontjából.

Ennél az elemzésnél célunk a vizsgált területek minősítése volt a búvó- és telelőhelyek térbeli eloszlása szerint. KATONA et al. (2002) kimutatták, hogy a talajvíztől való megfelelő távolság miatt a magasabban fekvő foltok biztonságosabbak az üregekben áttelelő állatoknak, hiszen magas vízállás esetén sem áraszthatja el az üregeket és járatokat a víz. Mivel nem fokozatosan változik ez a vízszint, bizonyos térszint fölött nagyobb eséllyel élnek túl az üreglakó állatok. A Rákosivipera-védelmi Program kisméltóbúvóhely-vizsgálatainak általános eredményei (KATONA et al. 2007) és több éves terepi tapasztalatok szerint a vizsgált területeinken a 96 m-es tengerszintfeletti magasság nagyjából megfelel annak a határnak, mely alapján az élőhelyek egyes részeit telelés szempontjából biztonságosabb és kevésbé biztonságos területekre lehet osztani. Az élőhelyeket az Egységes Országos Vetület (EOV) rendszerű térképek szintvonalai szerint különböző magasságú foltokra osztottuk, melyek a térinformatikai adatbázisban egy-egy poligonként voltak reprezentálva. Ezt követően a szoftverben megjelenített foltokhoz az aktuális magassági értékek kerültek hozzárendelésre. Ezután a meghatározott szintértékkel rendelkező poligonokat a fentebb vázolt egyszerűsítő feltételezéseknek megfelelően kétfokozatú skálán osztályoztuk. Azon élőhely-foltok, melyek 96 m-nél alacsonyabb tengerszintfeletti magasságon fekszenek, és emiatt feltételezésünk szerint kevésbé biztonságosak, a skála szerinti 1-es értéket kapták. A 96 m-nél magasabb területek viszont biztonságosabb, 2-es osztályba estek. Így egy olyan térképet kaptunk, mely megmutatja a vipera telelése és rejtőzködése szempontjából feltételezésünk szerint biztonságosabb és kevésbé biztonságos élőhelyfoltok arányát és térbeli mintázatát a vizsgált területen belül (3. ábra).

Vizsgálati területek minősítése

Az Orthoptera-biomassza és a búvóhelyek eloszlását mutató térképeket egymásra vetítve az átfedő poligonokból újabb térképet készítettünk, amelyben egy poligon értékét az adott foltban lévő egyenesszárný- és lyuksűrűség-minősítő értékek összesítéséből származtattuk. Az így létrehozott térképen az egyes poligonok összesített attribútumértékét az Orthoptera-biomasszaértéket a búvóhely sűrűségének kategóriától függő 1-es vagy 2-es értékével megszorozva kaptuk meg. Ennek az eredménye egy olyan térkép, mely a két paraméter együttes figyelembevételével adja meg megközelítőleg a vizsgálati terület vipera szempontjából feltételezhetően kedvezőbb és kedvezőtlenebb foltjainak arányát és térbeli eloszlását. A jobb szemléltetés érdekében a minőségi értékek területnagysággal súlyozott átlagait kiszámoltuk és diagramon ábrázoltuk. A kapott térkép különböző poligonjainak területnagyságait (m^2) azok minőségi értékével megszoroztuk, majd az így kapott összes poligon értékét összeadtuk, végül elosztottuk a teljes terület nagyságával.

Rákosivipera-monitorozás

A vizsgált területeken előforduló két állományról terepi bejárás során vizuális megfigyeléssel történt a rákosivipera-adatgyűjtés. A terepi bejárást random útvonalon 2–4 ember végezte, alkalmanként 2–3 órát eltöltve egy adott területen. Szezonálisan a terepi ráfordítást a

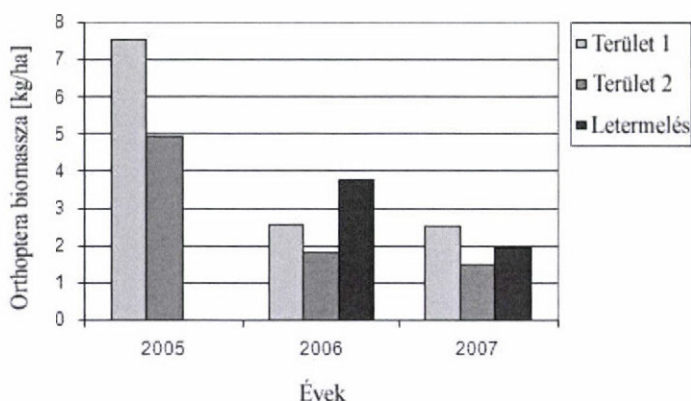
kígyók aktivitásához és az észlelésének szempontjából nézve legalkalmasabb időszakhoz igazítottuk, így akkor töltöttünk a legtöbb időt az élőhelyeken, amikor a legnagyobb eséllyel fordultak elő a felszínen az egyedek (ÚJVÁRI & KORSÓS 1999, ÚJVÁRI 2001, SÁNDOR et al. 2010). Fokozottan védett faj révén korlátozott volt a monitorozás intenzitása. Eszerint március és május eleje között, mely magában foglalja az aktív párzási időszakot (ÚJVÁRI & KORSÓS 1999, ÚJVÁRI 2001), 3 alkalommal jelentünk meg egy élőhelyen. Május és augusztus között átlagosan 1–2 alkalommal töltöttünk egy-egy habitatban. A hibernáció előtti hónapokban (szeptember, október) szintén területenként 3–3 alkalommal végeztünk terepbejárásokat. Minden egyes vipera észlelési helyének földrajzi koordinátái feljegyzésre kerültek. A terepbejárás során gyűjtött adatokat kiegészítettük a KNPI munkatársainak megfigyeléseivel.

Az észlelési helyek a pontos földrajzi koordináták szerint évenként külön „shape fájl”-ban kerültek megjelenítésre az adatbázisban. Az EOV-térképekre rávetítettük az azonos vetületi rendszerben regisztrált találati pontokat, melyek a GPS pontosságából adódóan 5 méteres hibával értelmezendők. Ennek folytán könnyen leolvashatóvá vált, hogy egy adott egyedet milyen minőségi értékkel rendelkező foltban találtunk.

Eredmények

Orthoptera-biomasszasűrűség

Vizsgálati területenként a területnagysággal súlyozott évenkénti egyenesszárnyú-biomassza átlagértékei a 4. ábrán láthatók.



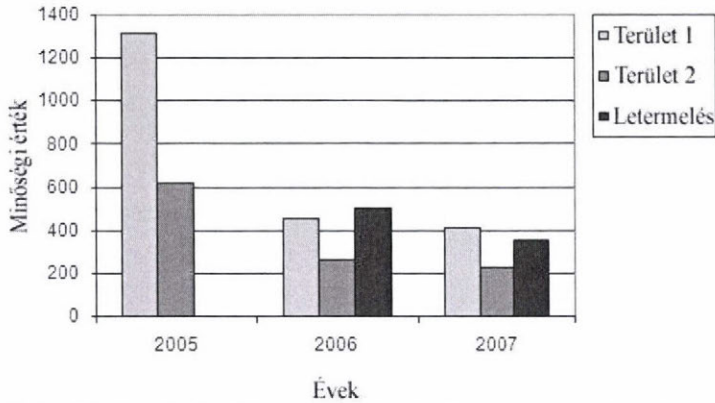
4. ábra. Vizsgálati területek területnagysággal súlyozott évenkénti egyenesszárnyú-biomassza átlagértékei.

Figure 4. The average values of the orthopteran biomass (weighted by the area).

Vizsgálati területek minősítése

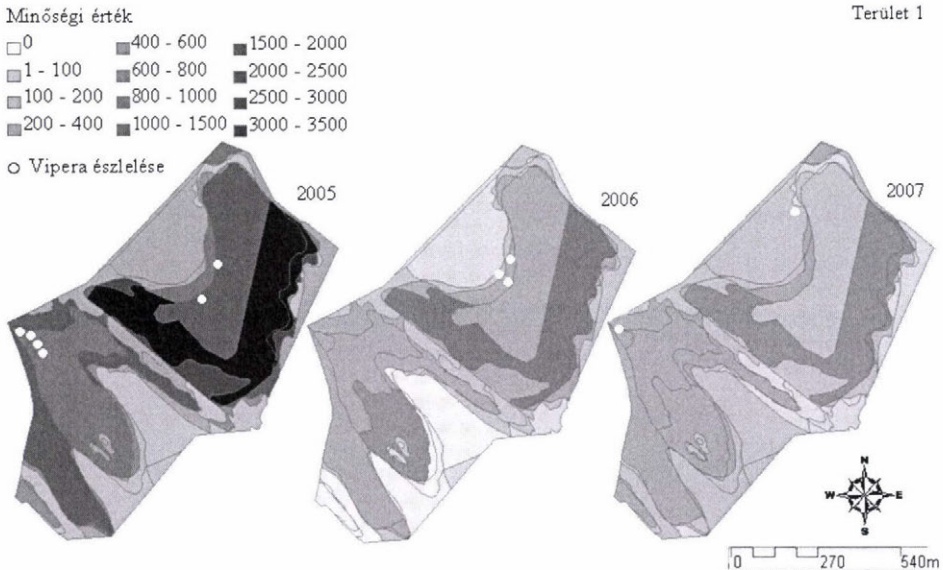
A vizsgálati területekre kiszámolt területnagysággal súlyozott évenkénti minőségi értékek átlagai az 5. ábrán láthatóak.

Az élőhelyet minősítő térképek egyes poligonjai egyedi értékekkel rendelkeznek, melyek alapján a különböző minőségű foltok jól elkülönülnek egy adott területen belül. A kutatás tárgyát képező területeken minden vizsgálati évre külön készült el a minősítő térkép (6–8. ábra).



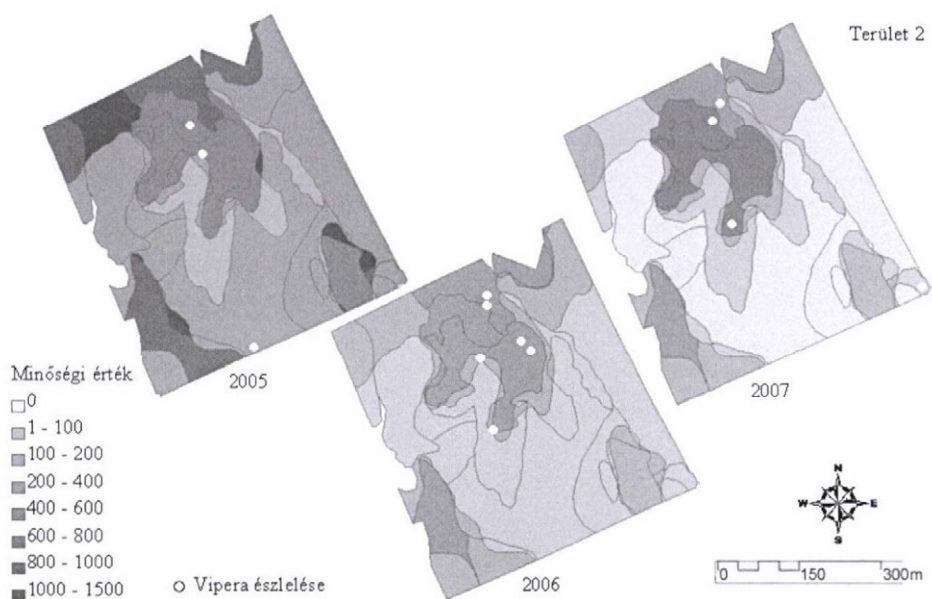
5. ábra. Vizsgálati területekre kiszámolt területnagysággal súlyozott, évenkénti minőségi értékek átlagai.

Figure 5. The average quality values (weighted by the area).

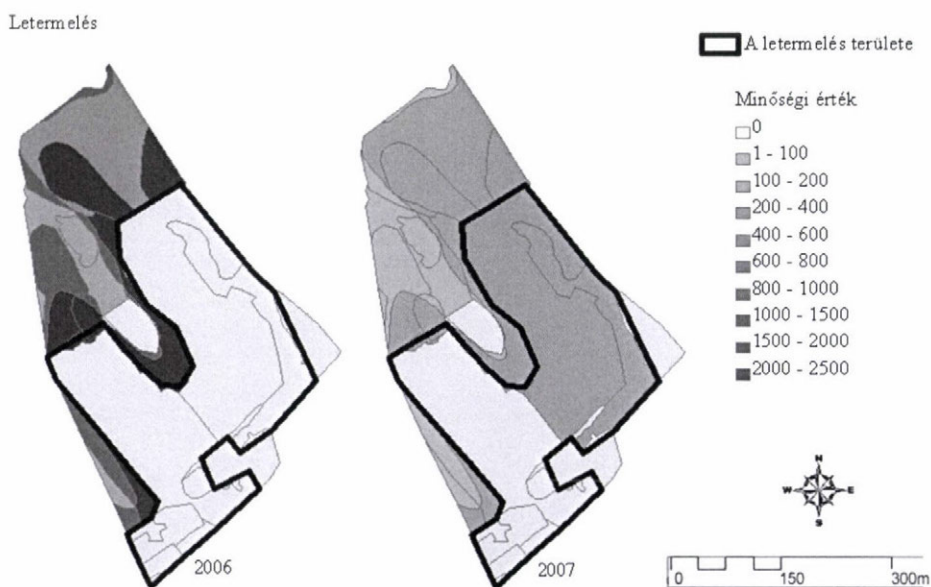


6. ábra. Az 1. Terület minőségi értékeinek eloszlása és a viperafogások 2005-, 2006- és 2007-ben.

Figure 6. Quality values distribution map of Area 1 and the viper observations in 2005, 2006 and 2007.



7. ábra. A 2. Terület minőségi értékeinek eloszlása és a viperafogások 2005-, 2006- és 2007-ben.
Figure 7. Quality values distribution map of Area 2 and the viper observations in 2005, 2006 and 2007.



8. ábra. Az élőhely-rekonstrukciónak és környékének területén a minőségi értékek eloszlása 2006- és 2007-ben. A fekete vonal az egykori erdő helyét jelzi.

Figure 8. Quality values distribution map of the reconstruction site in 2006 and 2007. The black line shows the former forest area.

Rákosvipera-monitorozás

A kígyók monitorozása során az 1. Területen a fogások évenként a következők voltak: 2005-ben 7, 2006-ban 4, 2007-ben 2 egyed. Ugyanez a 2. Területen: 2005-ben 3, 2006-ban 6, 2007-ben 6 egyed. Az egyedek észlelésének pontjait a vizsgálati területekről készült minősítési térképeken ábrázoltuk (6–7. ábra). Megjegyzendő, hogy a 6. ábrán a 2005-ös térképen a legkeletibb, a 7. ábrán pedig a 2007-es térkép közepén található észlelési pontok két-két kígyót jeleznek, mivel azonos földrajzi koordinátával rendelkező pontban ugyanabban az időben két viperát találtunk.

Értékelés

Orthoptera-biomasszasűrűség

Az egyenesszárnyúrovar-biomasszá a Franciaországban fellelhető hegyvidéki *Vipera ursinii ursinii* élőhelyeken is vizsgálták, ahol az évi maximális érték kb. 4 kg/ha-nak adódott (BARON 1992). Ugyanott gyomortartalom vizsgálatok alapján a viperák több mint 90%-ban e rovarokkal táplálkoznak. A Kiskunságban mért területi értékek közül több jóval túlszárnyalja az előbbi 4 kg/ha értéket (4. ábra). Az 1. Területen 2005-ben a 16 kg/ha értéket is meghaladta az Orthoptera biomassza-sűrűsége. A rákosi vipera táplálkozási spektrumáról nem ismertek konkrét vizsgálatokon alapuló adatok. A fellelhető irodalom és saját megfigyelések alapján, illetve a Rákosivipera-védelmi Központban több éve sikeresen tenyésztett kígyók táplálása (többségében egyenesszárnyúak, kisebb részben egerek) egyaránt e rovarok fontosságát jelzi táplálékukban.

Vizsgálati területek minősítése

Jelen munkában a vizsgálati területek minősítése során használt két paraméter közül az Orthoptera biomassza-sűrűsége a legmeghatározóbb. Ebből következően az egyenesszárnyú rovarok mennyiségének évenkénti változása nagy befolyással volt a vizsgálati területek általunk történt minősítésére. A minőségi értékeknek a súlyozott átlagai (5. ábra) és az eloszlásukat ábrázoló térképei (6–8. ábra) egyaránt arra utalnak, hogy a vizsgálati évek alatt komoly változások következtek be az egyenesszárnyúak populációiban. A három év során évről évre csökkent az Orthoptera-biomassza mennyisége és ezzel a területek általunk definiált minősége. A tárgyalt rovarközösségnél az ilyen magas biomassza-ingadozás azonban nem meglepő, hiszen ezen fajok szélsőséges populációdinamikai változásai a mérsékelt övi füves élőhelyeken jól ismertek (KEMP 1992, JOERN 2004). Így a jelen, 2–3 éves adatsorból hosszabb távú tendenciákra vonatkozó következtetéseket nem vonhatunk le.

Értékes információ lehet a területen folyó monitorozáshoz és kezelésekhöz, hogy az 1. és a 2. Területen belül a különböző kvalitási értékűnek ítélt poligonok egymáshoz viszonyított minőségeiket megőrzik. Tehát a mindenkor éves területnagysággal súlyozott átlagukhoz (5. ábra) viszonyított jobb vagy rosszabb minőségük megmarad (6–8. ábra). A minősítési értéket adó komponens közül a tengerszintfeletti magasság esetében ez magától értetődő, hiszen ez egy statikus paraméter, amely a jelen munka modelljében adott poligonra vonatkozó állandó érték. Az átlagos Orthoptera-biomasszasűrűség feletti és alatti értékek

többszörre állandó elhelyezkedését viszont az egyenesszárnyúak elterjedését befolyásoló tényezőkben érdemes keresni. Ilyen faktorok a növényzet és ezzel összefüggésben a mikroklimatikus viszonyok jellege (WALLASCHEK 1995, PRENDINI et al. 1996, SZÖVÉNYI 2002).

Az élőhely-rekonstrukció helyén 2006-ban történt erdőletermelés a magaslatokon. Az első vizsgálati évben (2006) jól látszik, hogy a terület minősége az erdőletermelés helyén igen gyenge volt, viszont annak határain kívül a magas Orthoptera-biomasszasűrűségnek köszönhetően jobbak voltak a minősítő értékek (8. ábra). A következő évben viszont feltételezhetően a gyepek kezdődő regenerációjának és az azt körülvevő magas egyedsűrűségű forráspopulációknak köszönhetően benyomultak az egyenesszárnyúak a letermelés helyére, és azon belül is javították a terület minőségét (8. ábra). A lyuksűrűség alapú minősítést ugyan itt is a gyepekhez hasonlóan végeztük, azonban az élőhely jelentős átalakítása után ez nyilvánvalóan annál alacsonyabb valószínű értékekkel jellemezhető. A tekintélyes változások azonban kifejezetten a magaslatokat érintették, ahol a monitoring vizsgálatok részeként végzett kismélt mintavételek az Orthoptera-együttesekhez hasonlóan a terület rágcslálóállományának növekedését mutatták (KATONA et al. 2007).

A vizsgálati területek területnagysággal súlyozott átlag minőségi értékei meglehetősen eltérőek voltak a vizsgálat különböző éveiben (5. ábra). A legmagasabb átlag minőségi értéket a 2005-ös adatok alapján az 1. Területre számoltunk (érték: 1309). A legalacsonyabb ilyen értéket pedig 2007-ben a 2. Területre (érték: 228) kaptuk. Az 1. Terület 2005-ben és 2007-ben egyaránt a legmagasabb átlag minőségi értékekkel rendelkezett. A köztes évben a letermelésnek volt a legmagasabb átlag minőségi értéke. Ugyan általában csekély mértékben elmaradva, de a legalacsonyabb átlag minőségi biomasszaértékkel mindegyik évben a 2. Terület rendelkezett.

Rákosi vipera-monitorozás

Ezek az eredmények jól tükrözik a rákosi vipera veszélyeztetettségét (ÚJVÁRI 2001, HALPERN & PÉCHY 2002, EDGAR & BIRD 2006), melyhez hasonló állapotban a fajkomplexen belül feltételezhetően csupán a *Vipera ursinii moldavica* egyes populációi vannak (KRECSÁK & ZAMFIRESCU 2008). A rákosi vipera élőhelyek monitorozása során tapasztalt fogásszám nagyon kis méretűre csökkent populációkat sejtet. A monitorozásra szánt energia befektetésünket (ráfordításunkat) a területen eltöltött idő és a monitorozásban résztvevő szakértők számának szorzatával adtuk meg. Így évi 45-50 óra ráfordítással monitoroztunk egy területet.

A térképekről leolvasható, hogy az egyes egyedek észlelési pontjai milyen minőségű foltokban találhatóak (6–7. ábra). Megfelelő mintaszám esetén a felépített adatbázis lehetőséget biztosítana megállapítani a találati pontok különböző minőségi területeken való előfordulásai közötti statisztikai összefüggést, de sajnos az igen kis adatmennyiség miatt e tanulmányban erre nem nyílt lehetőség.

Az eredmények azt mutatják, hogy a vizsgált változók alapján létrehozott minőségi paraméter alkalmas kiindulási alap lehet egy rákosi vipera-szemponthoz élőhely-minősítéshez. A kérdés azonban éppen a kis fogásszám miatt óvatosan kezelendő. A több vipera lakta kiskunsági területre kiterjedő orthopterológiai felmérések (SZÖVÉNYI 2007) azt mutatták, hogy a nagyobb biomassza-sűrűséggel jellemezhető együttesek a magaslatok szárazabb gyeppoltjain találhatóak. A kis számú kigyóészlelések hasonlóképpen a magaslatokra estek. Továbbá

például a telelés előtti időszakban, illetve tavasszal, amikor a legtöbb észlelés történt, a rokon síkvidéki formákhoz hasonlóan a rákosi viperák is gyakran a magasabb dombháton találhatók (ÚJVÁRI 2001). Mivel ez a táplálékellátottságon és a kismélységek üregeinek sűrűségén kívül a mikroklimatikus adottságokkal és a búvóhelyek minőségével egyaránt összefügg, így a vizsgált faktorok önmagukban feltételezhetően nem elégséges feltételei az alfaj jelenlétének. Tehát az általunk tapasztalt Orthoptera-együttesek és kígyók észlelési pontjainak területi egybeesése nem kizárólag a táplálékhiányból fakadó területválasztással van összefüggésben. A kérdés pontos megválaszolásához további élőhelyhasználati és viselkedésetológiai vizsgálatokra van szükség.

Az adatbázis értékelése

Az élőhelyen belüli foltok ismertített minősítési rendszerének előnye, hogy a minősítési paraméterek tartalmazzák a búvó- és telelőüregek elérhetőségét, az egyenesszárnúrovar-közösség becsült biomasszaértékeit, mely tényezők a rákosi vipera életmenetének ismeretében feltételezhetően elengedhetetlen faktorok a kígyó fennmaradása szempontjából. A kevés felhasznált minősítő tényezőt azonban jó volna a jövőben kiegészíteni más mérendő faktorokkal. Egy kétparaméteres modell esetében az egyik tényező értékeinek radikális csökkenése vagy emelkedése szélsőséges minőségi értékkel látja el az adott élőhelyfoltot, ami elkerülhető volna több paraméter figyelembevételével. A jövőben lehetőség szerint további természetes és antropogén faktorok térinformatikailag hasznosítható módon történő mérése és alkalmazása a különböző minőségű foltok minőségbecslésének pontosságát vélhetően tovább növelik. A rákosi vipera szempontjából releváns ilyen természetes tényező több is lehet egy élőhely növényzeti jellemzői között. A zsombékoság mértéke pl. feltételezhetően fontos tulajdonság a kígyók termoregulációja és rejtőzködése tekintetében (ÚJVÁRI 2001). Továbbá a területeken és azok környezetében zajló különböző kezelések (pl. legeltetés, kaszálás módja és mértéke) szintén hatással vannak a kígyók előfordulására (HALPERN & PÉCHY 2002). A hatékonyabb értékeléshez a jövőben geostatisztikai módszereket fogunk alkalmazni, amelyek a különböző vizsgálati területek összehasonlításában valószínűleg pontosabb és egzaktabb minőségi különbségek kimutatását biztosítják.

Jelen tanulmány eredményeivel megtettük az első lépéseket a rákosi vipera vizsgált élőhelyeiről készülő térinformatikai adatbázisok elkészülésének irányába, melyek jövőbeni tökéletesítésével egyre pontosabb minősítő térképek állnak rendelkezésre a területekről, így új lehetőségeket nyitnak meg az aktuális populációk helyzetének figyelemmel kísérésében. A tervezett repatriáció kapcsán szerepe lehet a minőségi értékek eloszlását ábrázoló térképeknek a megfelelő folt kiválasztásában. Tervezzük a szabadon bocsátott egyedek egy részének élőhelyhasználatáról, mozgáskörzetéről informáló rádiotelemetriás nyomonkövetést is. Egy ilyen jellegű vizsgálat sok új eredménnyel szolgálhat a kígyók különböző minőségű foltokban való jelenlétének pontosabb leírásához, és az ennek kapcsán mutatott preferenciák statisztikai tesztelése is lehetővé válna. Ezen túl akár esetleges lokális katasztrófák (pl. belvíz, illegális égetés, túllelgetetés, helytelen kaszálás stb.) okozta károk esetén szintén komoly előnye lehet az élőhelyekről rendelkezésre álló monitorozási adatokat integráló minősítési térképnek.

Köszönetnyilvánítás. Köszönjük a LIFE-Nature alapnak, hogy a Rákosivipera-védelmi Program „Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) hosszútávú megőrzésének megalapozása” (LIFE04NAT/HU/000116) című pályázata megvalósulhatott, illetve a Rákosivipera-védelmi Központ vezetőjének, PÉCHY TAMÁSNAK. Köszönet BÉRCES SÁNDORNAK, a DINPI ökológiai referensének, és Dr. NIAL G. BURNSIDENAK, a Brighton Egyetem professzorának, amiért szakértelmükkel hozzájárultak a térinformatikai elemzések elvégzéséhez. Köszönjük MÁTÉ ANDRÁSNAK, a KNPI munkatársának, továbbá SÁNDOR IMOLÁNAK, KOMOLY CECÍLIÁNAK, CZÉRE ZSOLTNAK és a Rákosi vipera-védelmi Program számtalan más önkéntesének a kígyók monitorozásában való közreműködést és segítséget.

Irodalomjegyzék

- AGRIMI, U. & LUISELLI, L. (1992): Feeding strategies of the viper *Vipera ursinii ursinii* (Reptilia: Viperidae) in the Apennines. *Herpetological Journal* 2: 37–42.
- BÁLDI A., CSORBA G. & KORSÓS Z. (2001): Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. *Biodiversity Conservation* 10: 1283–1296.
- BARON, J.-P. (1992): Regime et cycles alimentaires de la vipère d'Orsinii (*Vipera ursinii* Bonaparte, 1835) au Mont Ventoux, France. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 47: 287–311.
- DANKOVICS R. (2005): A rákosi vipera elterjedés-története és természetvédelmi helyzete a Fertő-Hanság Nemzeti Parkban. *Praenorica Folia historico-naturalia* 8: 118–135.
- EDGAR, P. & BIRD., D. R. (2006): *Action Plan for the Conservation of the Meadow Viper (Vipera ursinii) in Europe*. Council of Europe, Bern T-PVS/Inf 21, 38 pp.
- HALPERN, B. & PÉCHY, T. (2002): Conservation activities on Hungarian meadow vipers (*Vipera ursinii rakosiensis*) in the field. In: KOVÁCS, T., KORSÓS, Z., REHÁK, I., CORBETT, K. & MILLER, P.S. (eds.): *Population and habitat viability assessment (PHVA) for the Hungarian Meadow Viper (Vipera ursinii rakosiensis)*. Workshop Report, IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, pp. 68–70.
- HALPERN, B., PÉCHY, T., KATONA, K., SZÖVÉNYI, G., VIDÉKI, R., MAJOR, Á. & DANKOVICS, R. (2007): Results of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) conservation program. *2nd Biology of the Vipers Conference, abstract book*. CIBIO, Campus Agrário Vairão, R. P. dre Armando Quintas, Vairão, Portugal. p. 75.
- HALPERN B. (2007): A rákosi vipera LIFE-program (LIFE04/NAT/HU/000116). In: HALPERN B. (szerk.): *A rákosi vipera védelme. Rosalia*, Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 25–30.
- HELLER, K., KORSUNOVSKAYA, O., RAGGE, D., VEDENINA, V., WILLEMSE, F., ZHANTIEV, R. & FRANTSECICH, L. (1998): Check-list of European Orthoptera. *Articulata* 7: 1–61.
- JOERN, A. (2004): Variation in grasshopper (Acrididae) densities in response to fire frequency and bison grazing in tallgrass prairie. *Environmental Entomology* 33: 1617–1625.
- KATONA, K., VÁCZI, O. & ALTBÄCKER, V. (2002): Topographic distribution and daily activity of a European ground squirrel population in Bugac puszta, Hungary. *Acta Theriologica* 47: 45–54.
- KATONA K., HALPERN B., DEMES T., NYESTE M., BRANKOVITS D. & SÁNDOR I. (2007): Zsákmányállatok és búvóhelyek elérhetősége a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein. In: HALPERN B. (szerk.): *A rákosi vipera védelme. Rosalia*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 39–61.
- KEMP, W.P. (1992): Temporal variation in rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) communities in the steppe region of Montana, USA. *Canadian Entomologist* 124: 437–450.
- KORSÓS Z. (1991): Európa legveszélyeztetettebb mérgeškígyója a parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Természetvédelmi Közlemények* 1: 83–88.
- KRECSÁK, L. & ZAMFIRESCU, S. (2008): *Vipera (Acridophaga) ursinii* in Romania: historical and present distribution. *North-Western Journal of Zoology* 4: 339–359.

- LYET, A. (2008): *Conservation des populations Francaises de Vipere d'Orsini approche multi-disciplinaire et integrative*. Doktori értekezés, Université Montpellier II Sciences et Techniques Du Languedoc, France, 182 pp.
- MÉHELY L. (1912): A hazai viperákról. *Természettudományi Közlemények* 44: 1–48.
- PRENDINI, L., THERON, L.J., VAN DER MERWE, K. & OWEN, S. N. (1996): Abundance and guild structure of grasshoppers (Orthoptera: Acridoidea) in communally grazed and protected savanna. *South African Journal of Zoology* 31(3): 120–130.
- SÁNDOR I., KATONA K., SZÖVÉNYI G., HALPERN B., BRANKOVITS D., PÉCHY T. (2010): A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) napi aktivitása féltermészetes körülmények között. *Animal welfare, ethology and housing systems* 6(1): 69–83.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1978): *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*. 2nd edition, Chapman and Hall, London, 524 pp.
- SZÖVÉNYI, G. (2002): Qualification of grassland habitats based on their Orthoptera assemblages in the Kőszeg Mountains (W-Hungary). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 104: 159–163.
- SZÖVÉNYI G. (2007): Egyenesszárnnyúak és együtteseik tér-időbeli változásai a rákosi vipera élőhelyein. In: HALPERN B. (szerk.): *A rákosi vipera védelme. Rosalia*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 167–183.
- ÚJVÁRI, B. & KORSÓS, Z. (1999): First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). In: MIAUD, C. & GUYÉTANT, R. (eds): *Current studies in herpetology*. Le Bourget du Lac (SEH), pp. 435–438.
- ÚJVÁRI B. (2001): *A rákosréti vipera (Vipera ursinii ursinii) természetvédelmi kutatása*. Doktori Értekezés, ELTE TTK, Budapest, 105 pp.
- VIDÉKI R. & MÁTÉ A. (2007): A rákosi vipera által preferált gyepek monitorozó jellegű vizsgálata. In: HALPERN B. (szerk.): *A rákosi vipera védelme. Rosalia*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 125–141.
- WALLASCHEK, M. (1995): Untersuchungen zur Zooökologie und Zoobiotopbindung von Heuschrecken (Saltatoria) in Naturraum „Östliches Harzvorland“. *Articulata* 10 5: 1–153.

Monitoring and qualification of the Hungarian Meadow Viper's (*Vipera ursinii rakosiensis*) certain habitats in the Kiskunság

BRANKOVITS DÁVID¹, HALPERN BÁLINT¹, VIDÉKI RÓBERT², KATONA KRISZTIÁN³
& SZÖVÉNYI GERGELY⁴

¹MME BirdLIFE Hungary, Költő u. 21., H-1121 Budapest, Hungary

*E-mail: brankovits.david@mme.hu; david.brankovits@gmail.com

²Petőfi utca 13., H-9794 Felsőcsatár, Hungary

³Szent István University, Institute for Wildlife Conservation, Péter Károly u. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary

⁴Eötvös Loránd University, Department of Systematic Zoology and Ecology, Pázmány Péter sétány 1/C,
H-1117 Budapest, Hungary

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 311–325.

Abstract. A monitoring survey was carried out to investigate the habitats of the highly endangered Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893) in the Kiskunság, in Hungary. The aims of the study were the followings: (1) making a habitat comparison and qualification from the species' point of view by using monitoring data of a GIS database; (2) presenting an overview of the situation and trends of the grassland reconstruction, where planted trees were removed in 2006. GIS was used to analyse collected data of two the viper habitats and a reconstruction sight. The orthopteran biomass and the burrow density values were applied in the GIS database to fulfil the comparison and the qualification. Since the orthopterans form considerable part of this species food, grasshopper assemblages were studied by standardized monitoring methods. The measured values were displayed as an orthopteran biomass distribution map. The burrows of small mammals provide shelter and overwintering place for vipers. Map was created to show the higher elevations where the holes provide more safe hibernation place for the vipers. Values of both maps were summarized into quality values by GIS methods. A polygon map was created to show the distribution of these values within a studied area. The coordinates of the detected vipers were displayed on the quality map. The quality values were the highest in 2005 and 2007 at the Area 1. The Area 2 showed the lowest quality values for every year. The orthopteran biomass at the reconstruction sight was less in 2006 than in 2007 when the repopulation by the species from the grassland had began.

Keywords: Orthoptera, GIS database, habitat reconstruction.

Herpetofaunisztikai adatok a Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum Természetvédelmi Területéről*

ANTAL ZSUZSANNA és JUHÁSZ LAJOS

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar,
Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, H-4032 Debrecen, Böszörményi u. 138.
E-mail: antalzs@agr.unideb.hu, juhaszl@agr.unideb.hu

Összefoglalás. A Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum Természetvédelmi Terület a fokozottan védett nyugati földikutya (*Nannospalax leucodon* NORDMANN, 1840) országosan egyik legjelentősebbként számontartott élőhelye, mi azonban a kétéltű- és hüllőfaunáját vizsgálva jutottunk arra a megállapításra, hogy a legelőterület több szempontból is kiemelkedő természetvédelmi értéket képvisel. A hajdúbagosi Nagylegelő kétéltűfaunájára vonatkozó megfigyeléseinket a kifejlett állatok nappali vizuális keresése módszerrel végeztük, szaporodási időszakban és szaporodási időszakon kívül egyaránt. A herpetofauna felmérését a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, Kétéltűek és hüllők Protokolljának előírásainak figyelembe vételével, 30×30 méteres kvadrátokban történő mintavételekkel végeztük. A legelőn megfigyelt kétéltű- és hüllőfajok többsége nagy egyedszámmal rendszeresen előfordul a területen, a különböző korcsoport-struktúrájú populációk pedig sikeresen szaporodó, önfenntartó állományokra engednek következtetni. A dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus* (KIRITZESCU, 1903)) jelenléte a vizsgált területen és környékén azért is kiemelkedő jelentőségű, mert e kétéltűfaj teljes állományának mintegy 30–50%-a hazánkban él. A homoki gyík (*Podarcis tauricus* (PALLAS, 1814)) jelentős állománya ugyancsak kiemelt jelentőségű, hiszen e faj kizárólag az olyan nyílt homoki gyepeken érzi jól magát, ahol a gyeses foltok között néhol látszik a talaj is. Az ilyen területek szukcessziója azonban maga után vonja e faj eltűnését. Mivel a vizsgált legelő a nyílt homokpusztai gyepek egyik utolsó hírmondója, megőrzése, állapotának fenntartása kiemelt feladatot jelent a terület kezelője számára.

Kulcsszavak: Hajdúbagosi, homoki legelő, herpetofauna, faunavizsgálat.

Bevezetés

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület támogatásával már 1998-ban megkezdtük a Nyírség kétéltű- és hüllőélőhelyeinek, egyes kétéltű- és hüllőfajok állományának, a veszélyeztetett szaporodóhelyeknek a programszerű felmérését, valamint foglalkoztunk a gyakorlati fajvédelemmel, és ismeretterjesztéssel is (JUHÁSZ 2003). Az előzőekben elkezdett program részeként, 2006–2008 között herpetofaunisztikai felméréseket végeztünk a Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum Természetvédelmi Területen (ANTAL 2006a, ANTAL 2006b).

* Poszterként bemutatták a szerzők a VI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Molekulától a globális felmelegedésig: herpetológia a tudomány és a gyakorlat közötti távolság áthidalásáért” című műhelytalálkozóján a Magyar Természetudományi Múzeumban (Budapest) 2010. február 22-én.

Ennek a területnek tájtörténetét is feldolgoztuk egy másik kutatási program részeként. A herpetofauna vizsgálatának eredményei további adatokat szolgáltatottak ehhez a munkához, melynek célja a védett területen található legelő vegetáció-változásának nyomon követése, és az ökológiai gazdálkodás lehetőségek feltárása az optimálisnak tartott állapot újbóli elérése érdekében (ANTAL & HUZSAI 2007). Az utóbbi évszázadban folyamatos változás jellemzi a területen folytatott gazdálkodást, ezzel együtt a vegetációt és a tipikus homokpusztai állatközösségek fajösszetételét is. A homoki legelő aktuális herpetofaunájának felmérésével igazolni kívántuk azt, hogy a terület védettségét nemcsak a fokozottan védett nyugati földikutya (*Nannospalax leucodon* NORDMANN, 1840) jelenléte és néhány növény-tani érték (pl. *Pulsatilla pratensis* ssp. *hungarica* SOÓ, 1932) indokolja, hanem a kétéltű- és hüllőfajok jelenléte is. A vizsgálatok fő célját a terület herpetofaunájának a megismerése, ezek előfordulásának gyakorisága és az ezeket esetlegesen veszélyeztető hatások felmérése jelentette.

Anyag és módszer

A Hajdú-Bihar megye keleti részén, Debrecenről délkeletre, Hajdúbagosa településtől északra található hajdúbagosi Nagynyomás-legelő kiterjedése 265 ha. Felszíni formakincseit a homokterületekre jellemző buckasorok, parabolabuckák, ezek közötti mélyedések, völgyeletek határozzák meg. A terület legmélyebb buckaköze a Nagy-Nyomás, amely homokterülethez képest szokatlanul, évszázadokon keresztül vizenyős, pangóvízes élőhelyet jelentett az egyébként száraz térszínen. A szemisztatikus vízjárású Nagy-Nyomás területén tavaszi időszakban nyílt vízterület vonzotta a vízimadarakat (pl. szerkőtelep kialakulása), a szaporodó kétéltűeket és néhány vízközei életmódot folytató hüllőfajt. Az utóbbi évtizedekben az egymást követő csapadékszegény évek, valamint egyéb antropogén hatások következtében a vízborítás kiszámíthatatlanná vált. Egyes években a felszíni vízborítás elmaradt, csak a magasságos vegetáció jelezte az alacsonyabb, nedvesebb térszínt.

A terület nagyrészt a gyep művelési ágba tartozik, az erdők a terület szélét határolják, hozzávetőleg a terület 10%-át foglalják el. A már meglehetősen régóta legeltetett területen azonban az elmúlt egy évszázad döntő változásokat eredményezett. A hagyományos földhasználati mód háttérbe szorult és gyorsan lezajló másodlagos szukcessziós változásokat eredményezett, ami a természetes vegetáció megváltozásán, illetve a gyep záródásán és felmagasodásán kívül a természetes fauna átalakulását is eredményezte.

A legelő kétéltűinek felméréséhez a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Kétéltűek és hüllők Protokollja (KISS et al. 2005) által javasolt, a kétéltűek egyedszámának és jelenlétének megállapítására vonatkozó módszerek közül a kifejlett állatok nappali vizuális keresését alkalmaztuk szaporodási időszakban és szaporodási időszakon kívül. A megfigyeléseket 2006–2008 között végeztük, a vegetációs periódusban kéthavi gyakorisággal. A vizsgálati területen előforduló hüllőfajok felméréshez ugyancsak a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kétéltűekre és hüllőkre vonatkozó protokollját alkalmaztuk. A vizsgált homoki legelő terepadottságait figyelembe véve a protokoll előírásait kissé megváltoztattuk. Két ütemben összesen 12, 30×30 méteres kvadrátot alakítottunk ki 2006 áprilisában.

A kvadrátok helyének kiválasztása az úgynevezett irányított random módszerrel történt. A legelő területét négy különböző élőhelytípusra osztottuk fel:

1. száraz homokbuckatető, homokbuckaoldal,
2. homoki gyepek (legelő),
3. nedves kaszáló (részben pangóvízes terület),
4. erdőszél.

Ezekben belül a kvadrátok tényleges helyét random választás eredményezte. Összesen három kvadrátot a száraz homokbuckákon jelöltünk ki (buckatető és buckaoldal együttesen), hármat homoki legelő térrészekben (alacsonyabb fekvésű részek), hármat üde réteken (legmélyebb fekvésű részek), három kvadrát pedig erdőszéleken került kialakításra. A felmért időszakban évente összesen két alkalommal végeztük el a felmérést, először április–májusban, majd július–augusztusban került sor az adatgyűjtésre. A kvadrátokat sávokat kijelölve jártuk be és rögzítettük az észlelt fajokat. A kételtűek szaporodási időszakában, az egyes évek április–májusában a szaporodóhelyeket is felmértük, az ott jelen lévő fajokat feljegyezve.

Az egyes fajok gyakorisági viszonyait is értékeltük. Amennyiben az adott faj egyedeit csak néhányszor, alkalmasszerűen észleltük, azt ritka státuszúnak értékeltük.

Gyakori megjelenőnek tekintettük azt a fajt, amelyik minden évben a mintanegyzetek legalább felében előfordult. Tömegesen előfordulónak számít az a faj, amelyik a mintanegyzetek több mint feléből előkerült, vagy az abundanciája az adott élőhelyen meghaladta a 10 példány/100m²-t.

Különös kételtű-mikroélőhelyet jelent a legelő közepén lévő, egyébként kultúrtörténeti emlékeknek is számító, a Nyírségben egyedülálló kettős gémeskút. Ennek a kútvizében élő vöröshasú unka, valamint dunai tarajosgöte állományairól is rendszeresen rögzítettük a megfigyelési adatokat. A pontos faji meghatározás végett számos példányt hálóval befogtunk, amelyekről fotódokumentáció is készült.

Eredmények és értékelésük

Kutatásaink eredményeként a hajdúbagosi homoki legelőn egy farkos- és négy farkat-lankételtű-faj jelenlétét sikerült kimutatni (1. táblázat). A Ranidae családba tartozó, gyűjtőnéven „zöldbékák” néven is összegzett fajokat (*Pelophylax*, korábban *Rana ridibundus*, *lessonae* és kl. *esculentus*) jelen vizsgálatokban is fajkomplexxként kezeltük.

A vizsgálatok során bizonyított kételtűfajok:

1. dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus* (KIRITZESCU, 1903))
2. vöröshasú unka (*Bombina bombina* (LINNAEUS, 1761))
3. barna ásóbéka (*Pelobates fuscus* (LAURENTI, 1768))
4. zöld levelibéka (*Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758))
5. mocsári béka (*Rana arvalis* NILSSON, 1842)
6. „zöldbékák” (*Pelophylax esculentus* komplex)

A dunai tarajosgőte a működő gémeskútból és a nagyobb kiterjedésű természetes tavaszi vízállásokból került elő idősebb és fiatalabb példányokként egyaránt. A nászruhas egyedei szaporodó állományra engednek következtetni. A vöröshasú unka nem tekinthető általánosan előforduló fajnak, a dunai tarajosgőtével együttesen fordult elő a kettőskút vizében, ahol egy elszigetelt, mintegy 20–30 példányból álló populációja él. Az egyes példányok között több, a zöld színváltozathoz tartozó alak (*Bombina bombina* var. *viridis* MARIÁN, 1959 is előfordult. További példányok a tavaszi vízállásokban kerültek elő.

A barna ásóbéka az egyik leggyakoribb faja a vizsgált területnek. A mintanégyszetek több mint feléből előkerült. A tavaszi vízállásokban szaporodik, természetesre nőtt ebihalait többször észleltük. Időszakosan a zöld levelibékák tekinthetők a legnagyobb számban előforduló kételtűeknek a területen. Egy korábbi közleményben VARGA (2001) nem tekinti tömeges fajnak. 2008-ban a legelőterületen, valamint a mélyebb magassásos élőhelyen különböző korcsoportokhoz tartozó egyedei jelentek meg nagyobb számban (átlagosan 2–3 pd/100m²).

A mocsári béka kis egyedszámban él a vizsgált területen, eddig kizárólag a Nagy-Nyomás közvetlen közelében sikerült megfigyelnünk néhány példányát. A zöldbéka-fajcsoportról ugyanez mondható el, habár e fajok közül a kecskebéka és a tavi béka egyes korábbi feljegyzések szerint gyakori fajnak tekinthetők a vizsgált terület térségében (JUHÁSZ 2003). A hajdúbagosi nagylegelő területén egy alkalommal sem figyeltünk meg barna varangyot (*Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758)), zöld varangyot (*Bufo viridis* LAURENTI, 1768), illetve erdei békát (*Rana dalmatina* FITZINGER in BONAPARTE, 1839), pedig az élőhelyi adottságok alapján előfordulásukat prognosztizálhattuk.

1. táblázat. A hajdúbagosi Nagylegelő kételtű- és hüllőfajainak egymáshoz viszonyított előfordulási viszonyai. (Jelmagyarázat: +: az adott fajt a területen megfigyeltük, de csupán kisebb egyedszámú populációja él ott; ++: az adott faj egyedei gyakoriak a vizsgált területen, de nem tekinthetők tömegesnek; +++: az adott faj megjelenése olykor tömeges)

Table 1. Abundance of the amphibian and reptile species observed in great pasture of Hajdúbagosa. (Legend: +: observed in small numbers in the examination area; ++: frequently observed, but not abundant; +++: abundant in certain periods)

fajok	státusz
<i>Triturus dobrogicus</i>	++
<i>Bombina bombina</i>	++
<i>Pelobates fuscus</i>	+++
<i>Hyla arborea</i>	+++
<i>Rana arvalis</i>	+
<i>Pelophylax esculentus</i> complex	+
<i>Lacerta agilis</i>	+++
<i>Podarcis tauricus</i>	+
<i>Lacerta viridis</i>	+++
<i>Natrix natrix</i>	+
<i>Coronella austriaca</i>	+

A legelőterület hullőfelmérese során 5 faj jelenlétét bizonyítottuk (1. táblázat).

1. fürge gyík (*Lacerta agilis* LINNAEUS, 1758, – *L. agilis* var. *rubra* is)
2. zöld gyík (*Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768))
3. homoki gyík (*Podarcis tauricus* (PALLAS, 1814))
4. vízisikló (*Natrix natrix* (LINNAEUS, 1758))
5. rézsikló (*Coronella austriaca* LAURENTI, 1768)

A terület hullőfaunájának meghatározója a fürge gyík, amelyik a legvizesebb élőhelyek kivételével a homokgyep egészen előfordul (a 12 mintaterület közül 9-ben). A homoki gyík jelentős állományban él a területen, a száraz térszíneken, a félig nyitott gyepek domináns faja (1–2 példány/100m²). Állományát veszélyezteti a nyílt homokgyepek beszűkülése, a legeltetés csökkenésével párhuzamosan megindult cserjésedés. A buckaoldalak és buckatekők, az öreg akácsoportokból álló szárnyékerdők szélén karakterfaj a zöld gyík (az itt kialakított mintaterületek mindegyikéből előkerült). Különösnek tűnhet a rézsikló megjelenése a területen. A vizsgálatok során egy alkalommal figyeltük meg a területen, egy természetes példány került elő a kevésbé legeltetett gyepterületről. További megjelenése sem zárható ki, mert a régióban több helyről is előkerült, még a hétvégi házak övezetéből is, közvetlenül Debrecen határában, a Dél-Nyírség szélén.

A Hajdúbagosi határában elterülő földikutya rezervátum számos természeti értékben gazdag. Ezek sorába tartoznak a herpetofauna tagjai, amelyek még nagyobb számban fordulnak elő a területen. Külön kiemelkedő természeti értékei a dunai tarajosgőte és a homoki gyík, amelyeknek önfenntartó populációja él a területen. A terület herpetofaunáját a legeltetéses gazdálkodási mód visszaszorulása után fellépő másodlagos szukcesszió cserjésedése, az özönnövények megjelenése, valamint a szélsőséges időjárású évek aszályos nyarai vagy éppen a nagy kiterjedésű vízborítás egyaránt veszélyezteti. Néhány fajt (pl. homoki gyík) kifejezetten veszélyeztet a predáció. A környék fehér gólya egyedei rendszeresen a legelőterületen táplálkoznak, jelentős számú gyíkot fogyasztva. Ez a hatás különösen száraz, meleg időszakban erősödik fel, amikor a vízközelű fajok visszavonulnak, viszont a meleget kedvelő homoki gyíkok aktívak. A területen természetvédelmi szempontú vízkezelésre lenne szükség, amely megfelelő vízborítás biztosításával számos fajnak élő- és szaporodóhelyet biztosíthat, egyben megfelelő kétéltűkínálatot a gyíkokat fogyasztó fehérgólya-állományoknak.

Irodalomjegyzék

- ANTAL, ZS. (2006a): The alteration of proportion of different lizard species compared to each other at the great pasture of Hajdúbagosi. *Analele Universității din Oradea, Fascicula Biologie* 13: 35–38.
- ANTAL ZS. (2006b): Földikutyák társbélője a hajdúbagosi kétéltűek. *Természetbúvár* 61(5): 38–39.
- ANTAL, ZS. & HUZSVAI, L. (2007): Grass production model based grazing as the sustainable utilization of protected grasslands. *Cereal Research Communications* 35(2): 189–192.
- JUHÁSZ L. (2003): Herpetológiai adatok a Nyírségből. Beszámoló jelentés a MME Hajdú-Bihar Megyei Csoport Kétéltű- és Hullővédelmi Munkacsoportjának 2003-ban végzett munkájáról. Debrecen.

- JUHÁSZ L. & ANTAL ZS. (2007): A Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum Természetvédelmi Terület herpetofaunisztikai felmérése. In: MAGYARI M. (szerk.): *A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve 2006*. Hajdú-Bihar Megyei Múzeumok Igazgatósága, Debrecen, pp. 23–30.
- KISS I. (szerk.), BAKÓ B., DANKOVICS R., KOVÁCS T. és SZÉNÁSI V. (2005): Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer: kétélűek és hullók monitorozásának protokollja. KvVM Természetvédelmi Hivatal, NBmR Mintavételi módszerek. 17 pp.
- VARGA Z. (2001): Biológiai jellemzők. In: MAZSU I. (szerk.): *A Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum kezelési terve*. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, pp. 15–43.

Herpetofaunistic surveys in the Lesser Mole Rat Reserve of Hajdúbagos Nature Conservation Area

ZSUZSANNA ANTAL & LAJOS JUHÁSZ

University of Debrecen Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environment Management, Department of Nature Conservation Zoology and Game Management, Böszörményi Street 138., H-4032 Debrecen, Hungary
E-mail: antalzs@agr.unideb.hu, juhaszl@agr.unideb.hu

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2010) 95(2): 327–332.

Abstract. Although the Lesser Mole Rat Reserve of Hajdúbagos Nature Conservation Area is valued for its being one of the most important habitats of (*Nannospalax leucodon* NORDMANN, 1840) in Hungary, by surveying the amphibian and reptile populations of the area, we concluded that this grassland has a high nature conservation value also in regard to the herpetofauna. We carried out our examinations with the method of visual observation of adult animals, either in or out of the reproduction period. For amphibians, we followed the guidelines set in the Amphibian and Reptile Protocol, of the National Biodiversity Monitoring System. According to reptiles we kept the instructions of the official protocol partly, and adopt them to our examination site, namely we used the method of observation in 30×30 metre quadrates. The majority of the observed species occurred in large numbers. The majority of the observed protected amphibian and reptile species occur regularly in the examination area. The different age groups lead to the conclusion that there are successfully breeding, self-preserving populations in the examined pasture. The presence of the Danube crested newt (*Triturus dobrogicus* (KIRITZESCU, 1903)) in the examined territory is of high importance as 30–50% of the total population of this species live in Hungary. The presence of the Balkan wall lizard (*Podarcis tauricus* (PALLAS, 1814)) also has great nature conservation significance as in Hungary, this species only occurs on open sandy grasslands, where the bare soil surface is often visible among the grass patches. The succession of vegetation of these areas causes the disappearance of this species. As the examined area is one of the last open sandy grasslands in Hungary, the proper management and the maintenance of it in a nature conservation and in a land development aspect is therefore an important challenge for the handler of the territory.

Keywords: open sand grass association, succession, Danube crested newt, Balkan wall lizard.

ÚTMUTATÓ A SZERZŐK RÉSZÉRE

Az **Állattani Közlemények** célja az állattan szakterületeivel kapcsolatos hazai és a nemzetközi természettudományos eredmények bemutatása az állattani tudományok magyar nyelven történő művelésének fenntartása és fejlesztése érdekében.

Az Állattani Közleményekben **áttekintő tanulmányok** (review), **közlemények** és **rövid közlemények** jelennek meg. Áttekintő tanulmányok írására a szerkesztő bizottság esetenként kér fel szerzőt. A folyóirat elsősorban olyan eredeti dolgozatokat közöl, melyek anyagai az Állattani Szakosztály ülésein elhangzottak. A szerkesztő bizottság döntése alapján konferenciák, tanácskozások, tanfolyamok anyagai előadás nélkül is megjelenhetnek. A rövid közlemények előadása lehetséges, de nem kötelező. Csak máshol még nem publikált kéziratokat fogadunk el.

1.) A kéziratok benyújtásának módja

A közlésre szánt kéziratokat 2 példányban nyomtatva és elektronikus formában (CD-n vagy e-mail-csatolmányként) kérjük a szerkesztő címére beküldeni. Az elektronikus változatot Microsoft Word szövegszerkesztővel, lehetőleg rtf formátumban kérjük rögzíteni. A kézirat szövegét és az ábrákat **külön fájl(ok)ban** kell beadni, nem fogadunk el szövegbe szerkesztett vagy ahhoz csatolt illusztrációkat. (Az ábrák és táblázatok formai követelményeit ld. alább!)

Ne alkalmazzon semmilyen szerkesztési megoldásokat, pl. hasábtördelést, kép- és táblázat-beillesztést, az álló A4-estől eltérő oldalformátumot, lábjegyzetet, élőfejet. Tartsuk szem előtt, hogy a kézirat valóban nyomdai előkészítésre váró kézirat, tehát **ne törekedjünk** a (modern elektronikus szövegszerkesztő programokkal házilagosan is könnyen előállítható) „szemet gyönyörködtető külalakra”, hanem legyen a kézirat minél egyszerűbb, semlegesebb formátumú.

Az ábrák és táblázatok 2 nyomtatott példányán kívül szükség van azok nyomdai munkákhoz felhasználható, eredeti példányaira is. (Ezt helyettesíthetik a megfelelő minőségű elektronikus változatok is.) A közlemény **teljes terjedelme nem haladhatja meg a 20, rövid közlemény esetében a 6 gépelt oldalt.**

Kérjük, hogy a kéziratot fogalmazza lényegre törően, világos magyar nyelven. Nyelvhelyesség tekintetében az MTA Magyar Helyesírás Szabályainak legutolsó (11.) kiadása az irányadó. A mértékegységeket az SI rendszer szerint kell alkalmazni.

2.) A kéziratok formai követelményei

A **közleménynek** szánt kéziratot 12 pontos Times New Roman betűtípussal, 2-es sortávolsággal, alul-felül és kétoldalt 3 cm-es margókkal, egyoldalasan, alul középen számozott fehér A4-es papírlapokra nyomtatva kérjük elkészíteni.

A szöveget általában tipizálás nélkül (kivétel a kiskapitális és dőlt betűtípusok, ld. alább), oldalanként 25 sorral és soronként átlagosan 80 leütéssel (ez a betűméretből, a sortávolságból és a margókból adódik), az oldalakat alul, középen sorszámozva küldje el a szerkesztőnek. Kerülje az előre meghatározott bekezdésformákat, sorbehúzásokat, a sorok elé vagy mögé illesztett fél- vagy töredéksorokat, stb. A szöveg végig balra zárt legyen. A szövegben szereplő latin fajneveket (tehát csak a *genus*- és *species*-neveket) kérjük dőlt betűvel (*kurzív* vagy *italics*) írni, a személynevekre (szakirodalmi tételekre) való hivatkozásokat pedig KISKAPITÁLIS-sal. A fajnevek mögött álló szerző- (auctor-) neveket is KISKAPITÁLIS-sal kérjük írni.

A **közlemények** szokásos tagolása legyen a következő:

Cím. Rövid, lényegre törő. A cím után külön sorban, tüntesse fel azt is, hogy a közlemény anyaga az Állattani Szakosztály melyik (mikori és hányadik) ülésén hangzott el.

Szerzők. A cím után a szerző(k) teljes neve KISKAPITÁLIS (SMALLCAPS) betűvel, míg alatta a pontos postai cím(ek) normál betűvel következzen. Több szerző nevét egymástól vesszővel, illetve az utolsónál az „és” szócskával válassza el. Az egyes szerzőket nevük után felső indexben (¹) számozza meg, és a megfelelő címet ugyanezzel a számmal, külön sorokban adja meg. Jelölje meg (*-gal) a közleményért felelős szerző személyét és annak e-mail címét is.

Összefoglalás. A legfontosabb eredmények bemutatása, legfeljebb 200 szóban. Az összefoglalásban nem szerepelhetnek irodalmi hivatkozások.

Kulcsszavak. Legfeljebb öt szó vagy kifejezés, amely nem ismétli a címben már megjelenő szavakat.

Bevezetés. A témához tartozó legfontosabb irodalmi előzmények áttekintése, valamint a célkitűzések, a megválaszolandó új tudományos kérdés(ek) megjelölése.

Anyag és módszer. A kutatás objektumainak és az elvégzett vizsgálatok körülményeinek részletes ismertetése. Az alkalmazott eljárásokat olyan módon kell leírni, hogy az elegendő információt tartalmazzon a vizsgálatok esetleges megismétléséhez.

Eredmények. A kapott eredmények világos és lényegre törő leírása. A szöveges eredményeket táblázatok, ábrák, grafikonok egészíthetik ki, aszerint, hogy melyik megjelenítési mód ad több információt az eredmények dokumentálása és megértése szempontjából. A különféle ismertetési lehetőségek egészítsék ki egymást, kerülje az eredmények többszöri megismétlését.

Értékelés. A kapott eredmények elemző összehasonlítása a célkitűzésekben megfogalmazott kérdésekkel, és a saját vagy más, korábbi szakirodalmi eredményekkel. Derüljön ki világosan, hogy milyen új tudományos megállapításokat tartalmaz a dolgozat.

Köszönetnyilvánítás. Személyek, intézmények, pályázati támogatók felsorolása. Legfeljebb 10 sor hosszúságú lehet.

Irodalomjegyzék. Csak a folyó szövegben hivatkozott irodalmi tételeket tartalmazhatja, szerzők szerint szoros ABC sorrendben, ezen belül időrendben. A formai követelményeket ld. alább, külön pontban.

Idegen nyelvű összefoglaló. Angol (**Abstract**), német, francia vagy spanyol nyelvű, a szerző által nyelvileg már lektoráltatott összefoglalókat fogadunk el, de elsősorban angol összefoglalókat várunk. Ezt nyomtassa külön lapra, amely kezdődjön a kézirat címével, alatta a szerző(k) nevével, a magyar kéziratkezdés formai feltételeinek megfelelően. A

szerzők címét itt nem kell még egyszer megadni. Az összefoglaló maga legfeljebb 20 sor terjedelmű legyen, lényegében a magyar Összefoglalásnak megfelelően, de annál lehet kissé részletesebb. Az összefoglalót (külön sorban) a **Keywords** zárja, legfeljebb öt szóban.

A felkért **áttekintő tanulmány** formai követelményei általában a **közleményéhez** hasonlóak, tagolása azonban eltérő lehet. Kérjük, esetenként egyeztessen a szerkesztővel a pontos feltételekért.

A **rövid közlemények** általános formai követelményei megegyeznek a **közleményével**, de tagolása a következők szerint egyszerűsödik: cím, szerzők, rövid összefoglalás, a munka leírása a közlemények tagolásának megfelelően (de a fejezetek címeinek kiírása nélkül), irodalomjegyzék. A rövid közlemény teljes hosszúsága nem haladhatja meg a 6 gépelt oldalt, ábrák és táblázatok általában kerülendők.

3.) Az irodalmi hivatkozások és az irodalomjegyzék formai követelményei

A szöveg közbeni **irodalmi hivatkozások** a mondatba illesztve, pl. TÓTH (2005) szerint, vagy a megállapítás végén zárójelben lehetnek (TÓTH 2005). A szerző és az évszám között soha nincs vessző (szemben a fajnevek auktorneveivel, ahol vessző után következik a tudományos leírás évszáma). Két szerző esetén &-jel alkalmazandó: TÓTH & SZABÓ (2005) vagy (TÓTH & SZABÓ 2005), kettőnél több szerzőnél pedig TÓTH et al. (2005), illetve (TÓTH et al. 2005) a helyes hivatkozási forma. Ugyanazon szerzők több cikkének sorozatos hivatkozása: TÓTH (2003, 2004, 2005), vagy (TÓTH 2003, 2004, 2005). Ugyanazon szerzők egyazon évben megjelent cikkére történő hivatkozás esetén az a, b, c stb. betűkkel különböztetjük meg az egyes tételeket: TÓTH (2005a) és TÓTH (2005b), illetve (TÓTH 2005a, 2005b). A „nyomtatás alatt” (angol cikknél *in press*) kifejezést csak azon kéziratok esetében használjuk, melynek elfogadásáról a szerző számára az illetékes szerkesztő bizottság már írásban nyilatkozott.

Az **Irodalomjegyzék tételainél** általános formai követelmény a szerzők KISKAPITÁLIS (SMALLCAPS) betűtípusa (külföldi szerzőknél a név után vessző, magyar szerzőknél nincs vessző), a keresztnév rövidítése, a megjelenés évszámának zárójelbe tétele (utána kettőspont), a cím normál (csak Mondatkezdő nagybetűs) betűtípusa, a folyóirat nevének teljes (nem rövidített) kiírása, *kurzív (italics)* betűtípussal, a kötetszám után kettőspont és az oldalszámok kötőjelesen. A könyveknél a szerkesztő neve után, de az évszám előtt a (szerk.) megjegyzést alkalmazzuk, a könyv címe *kurzív (italics)*, s azt követi a Kiadó, majd a kiadás Helye, végül a könyv teljes oldalszáma: 300 pp. Könyvben hivatkozott részlet a szerzőkkel, évszámmal és a fejezetcímmel kezdődik, majd In: SZERKESZTŐ (szerk./angol könyvnél ed.): *Könyvcím*. Kiadó, Hely, ... pp. kötőjeles oldalszám következik. Példák:

Tudományos közlemény (folyóiratcikk):

LEE, K. E. & PANKHURST, C. E. (1992): Soil organisms and sustainable productivity. *Australian Journal of Soil Research* 30: 855-892.

BUHL, E. H., HALASY K. & SOMOGYI P. (1994): Diverse sources of hippocampal unitary inhibitory postsynaptic potentials and the number of synaptic release sites. *Nature* 368: 823-828.

Könyv, könyvrészlet:

MÓCZÁR L. (szerk.) (1969): *Állathatározó I.* Tankönyvkiadó, Budapest, 724 pp.

ANDERSON, J. M. (1975): The enigma of soil animal species diversity. In: VANEK, J. (ed.): *Progress in soil zoology*. Academia, Prag & Junk, Den Haag, pp. 51-58.

Számítógépes program:

STATSOFT, Inc. (1995): *STATISTICA for Windows*. Program manual, Tulsa.

4.) Az ábrák és táblázatok formai követelményei

Egyszerű, áttekinthető, nyomtatásra alkalmas minőségű táblázatokat és vonalas ábrákat (árnyékolás nélkül) készítsen. Az ábrák és táblázatok maximális mérete 12,5 x 19,5 cm lehet. Kisebb méretű ábrák, táblázatok szélessége 6 cm, illetve 12,5 cm lehet. Az ábrákat, grafikonokat ne keretezze, és az ábrán belül is tartózkodjon a fölösleges keretektől, képletektől, jelmagyarázatoktól. Ügyeljen arra, hogy az információtartalommal arányos méretet válasszon. A táblázatokat és ábrákat általában a szerző által elkészített formában és nagyságban nyomtatjuk, szükség esetén azonban sor kerülhet kicsinyítésükre. Amennyiben az ábrát, táblázatot különleges okok miatt a megadott méretre nem tudja elkészíteni, akkor ügyeljen arra, hogy olyan méretű betűket, jeleket alkalmazzon, melyek az esetleges kicsinyítést követően még jól olvashatók (minimum 8 pontosak) legyenek.

Minden táblázatot és ábrát külön lapra nyomtasson, és mindegyiknek adjon címet, valamint, ha szükséges, jelmagyarázatot is. Ezek ne legyenek az ábrába vagy a táblázatba szerkesztve, hanem együttesen kerüljenek egy külön lapra **Ábraaláírások** címmel. Az ábra és táblázat aláírásainak szövegét az összefoglalónak megfelelő **idegen nyelven** is készítse el (Figure 1., Table 2.). Az ábrában és táblázatban azonban csak magyar nyelvű szöveg legyen. A táblázatokat és ábrákat ne illessze a szövegbe, de javasolt helyüket szükség esetén (a szövegben való értelemszerű: 1. ábra, 2. táblázat stb. hivatkozáson túlmenően) bejelölheti ceruzával a nyomtatott kézirat margóján. Mindegyik ábra és táblázat nyomtatott változatának hátoldalára ceruzával írja fel annak sorszámát.

Fénykép közlésére (általában fekete-fehér formában) van lehetőség, ehhez kitűnő minőségű papírfényképet kérünk. Elfogadjuk a nagy felbontású tif és jpg formátumú fájlokat is. Színes fénykép közléséhez a szerző anyagi hozzájárulása szükséges.

4.) Bírálat, nyomdai előkészítés, megjelenés

A beérkezett kéziratokat két (a szerkesztő és a szerkesztő bizottság által felkért) független szakmai **lektor** bírálja el. A megjelenésről a lektori vélemények alapján a szerkesztő bizottság dönt. Az el nem fogadott kéziratokat a szerzőnek visszaküldjük. Az elfogadott, de módosításokat kívánó kéziratokat javításra, a lektorok véleményével együtt átdolgozásra visszaküldjük a szerzőnek. A szerkesztőnek jogában áll, hogy a kéziratban kisebb, tartalmi kérdéseket nem érintő változtatásokat (stilisztikai javítások, rövidítések, ábrák, táblázatok szerkesztése stb.) végezzen. A szerző a lektor és a szerkesztő által véleményezett javításokat átvezeti az elektronikus fájlba, és azt postafordultával visszaküldi. Új nyomtatott változat beadására ekkor már nincs szükség. Az el nem fogadott lektori javaslatokat külön kísérlévelben kell tételesen indokolni.

A nyomdába adás előtt a szerkesztett, tördelt kéziratot pdf formátumban végső korrek-túrára visszaküldjük az első szerzőnek. A szerző a saját maga által kinyomtatott példányra vezeti rá az esetleges apró javításokat és azt küldi vissza.

A megjelenés alkalmával a szerző (több szerző esetén az első szerző) részére 25 **külön-
lenyomatot** küldünk. Külön kérésre az első szerzőnek a cikk elektronikus Adobe pdf-
változatát is megküldjük (kizárólag e-mailen).

A szerkesztő (technikai szerkesztő) a kéziratokat a dolgozat megjelenéséig, a lektori vé-
leményeket pedig a dolgozat megjelenése után egy évig őrzi meg.

Kérjük, hogy minden szerző a közlésre szánt kézirat beadása előtt gondosan tanulmá-
nyozza a fent részletezett követelményrendszert. A kéziratok elkészítésével kapcsolatos to-
vábbi kérdésekre a szerkesztőhöz lehet fordulni az alábbi címen:

Korsós Zoltán

Magyar Természettudományi Múzeum
1088 Budapest, Baross u. 13.
Telefon: (1) 2677 100, Fax: (1) 2673-462
E-mail: *korsos@nhmus.hu*

Nyomdakészre szerkesztette

DR. KISS ISTVÁN

Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, H-2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

Nyomdai munkálatok

Szent István Egyetem Kiadó

Igazgató: LAJOS MIHÁLY

H-2100 Gödöllő, Péter K. u. 1.

Megjelent

B/5 méretben, 80 példányban

2010. december



Contents

<i>Foreword</i>	163
<i>Original papers:</i>	
GERGELY DOBAY & ISTVÁN KISS: Survey of a <i>Salamandra salamandra</i> L. population in the Selmec Mountains (Slovakia)	165
Gergely Babocsay: Molecular versus morphological methods in taxonomy; a toxic case: the <i>Echis coloratus</i> complex	179
FERENC HOCK, CSABA HUSZTY, GERGELY SZÖVÉNYI & JUDIT VÖRÖS: Comparative bio-acoustic study of hungarian populations of the yellow-bellied toad (<i>Bombina variegata</i>)	191
TIBOR KOVÁCS, BALÁZS VÁGI & JÁNOS TÖRÖK: Utilization of frog tunnels under motorways in Hungary	207
BÁLINT HALPERN, CSILLA TÓTH, DÁVID BRANKOVITS, TAMÁS PÉCHY & ÁGNES MAJOR: Results of the captive breeding project of Hungarian Meadow Viper (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>)	223
TAMÁS PÉCHY & BÁLINT HALPERN: Artificial burrow for hibernation of amphibians and reptiles ..	239
ANDRÁS GUBÁNYI, JUDIT VÖRÖS, ISTVÁN KISS, GERGELY BABOCSAY, RÓBERT DANKOVICS, TIBOR KOVÁCS, PÉTER MOLNÁR & TIBOR SOMLAI: Contribution to knowledge of the distribution of Italian Crested Newt (<i>Triturus carnifex</i>), Danube Crested New (<i>T. dobrogicus</i>) and European Fire-bellied Toad (<i>Bombina bombina</i>) in Hungary	253
ISTVÁN KISS, GERGELY BABOCSAY, RÓBERT DANKOVICS, ANDRÁS GUBÁNYI, TIBOR KOVÁCS, PÉTER MOLNÁR, TIBOR SOMLAI & JUDIT VÖRÖS: A preparative survey for monitoring of selected Natura 2000 amphibian species (<i>Triturus carnifex</i> , <i>T. dobrogicus</i> és <i>Bombina bombina</i>) in Hungary	281
JÁNOS VARGA: A partially albinistic fire salamander larva (<i>Salamandra salamandra</i>) in Hungary ..	305
BRANKOVITS DÁVID, HALPERN BÁLINT, VIDÉKI RÓBERT, KATONA KRISZTIÁN & SZÖVÉNYI GERGELY: Monitoring and qualification of the Hungarian Meadow Viper's (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>) certain habitats in the Kiskunság	311
ZSUZSANNA ANTAL & LAJOS JUHÁSZ: Herpetofaunistic surveys in the Lesser Mole Rat Reserve of Hajdúbagosa Nature Conservation Area	327
<i>Instructions to the Authors</i>	333

Tartalom

<i>Előszó</i>	163
 <i>Tudományos közlemények:</i>	
DOBAY GERGELY és KISS ISTVÁN: A foltos szalamandra (<i>Salamandra salamandra</i> L.) populációbiológiai vizsgálata a Selmeci-hegységben (Szlovákia)	165
BABOCSAY GERGELY: A molekuláris és morfológiai módszerek előnyei és hátrányai a rendszertani kutatásokban; egy toxikus példa, avagy az arab fűrészpikkelyes-vípera (<i>Echis coloratus</i>) fajcsoport esete	179
HOCK FERENC, HUSZTY CSABA, SZÖVÉNYI GERGELY és VÖRÖS JUDIT: Magyarországi sárgahasú-unka-populációk (<i>Bombina variegata</i>) összehasonlító bioakusztikai vizsgálata	191
KOVÁCS TIBOR, VÁGI BALÁZS és TÖRÖK JÁNOS: Ökológiai átjárók kihasználtságának vizsgálata autópályák alatt	207
HALPERN BÁLINT, TÓTH CSILLA, BRANKOVITS DÁVID, PÉCHY TAMÁS és MAJOR ÁGNES: A rákosi vípera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>) tenyésztőprogram eredményei 2004 és 2009 között	223
PÉCHY TAMÁS és HALPERN BÁLINT: Mesterséges teledőüreg kételtűek és hüllők számára	239
GUBÁNYI ANDRÁS, VÖRÖS JUDIT, KISS ISTVÁN, DANKOVICS RÓBERT, BABOCSAY GERGELY, KOVÁCS TIBOR, MOLNÁR PÉTER és SOMLAI TIBOR: Az alpesi tarajosgöte (<i>Triturus carnifex</i>), a dunai tarajosgöte (<i>T. dobrogicus</i>) és a vöröshasú unka (<i>Bombina bombina</i>) magyarországi elterjedésének elemzése	253
KISS ISTVÁN, BABOCSAY GERGELY, DANKOVICS RÓBERT, GUBÁNYI ANDRÁS, KOVÁCS TIBOR, MOLNÁR PÉTER, SOMLAI TIBOR és VÖRÖS JUDIT: Kiválasztott Natura 2000 fajok (<i>Triturus carnifex</i> , <i>T. dobrogicus</i> és <i>Bombina bombina</i>) monitorozását előkészítő felmérések	281
VARGA JÁNOS: Részlegesen albínó foltossalamandra-lárva észlelése Magyarországon	305
BRANKOVITS DÁVID, HALPERN BÁLINT, VIDEKI RÓBERT, KATONA KRISZTIÁN és SZÖVÉNYI GERGELY: A rákosi vípera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i> MÉHÉLY, 1893) egyes kiskunsági élőhelyeinek monitorozása és minőségi elemzése a vizsgált jellemzők alapján	311
ANTAL ZSUZSANNA és JUHÁSZ LAJOS JÁNOS: Herpetofaunisztikai adatok a Hajdúbagosi Földikútja Rezervátum Természetvédelmi Területéről	327
 <i>Útmutató a szerzők részére</i>	333